

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

**“Diseño de un prototipo de uso doméstico para la remoción de arsénico en agua
potable, basado en coagulación/floculación con cloruro de hierro (III)”**

Paola María Rojas Chaves

CARTAGO, AGOSTO 2014



"Diseño de un prototipo de uso doméstico para la remoción de arsénico en agua potable, basado en coagulación/floculación con cloruro de hierro (III)"

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal



Dr. Ing. Amb. Luis G. Romero Esquivel
Director



Ing. José Andrés Araya Obando M.Sc
Lector 1



Dr. Johnny Valverde Cerdas
Lector 2



Dr. Ing. Amb. Luis G. Romero Esquivel
Coordinador COTRAFIG



Dra. Floria Roa Gutiérrez
Directora Escuela de Química



M.Sc. Ana Lorena Arias Zuñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

AGRADECIMIENTOS

Al profesor Luis Romero
por su orientación y ayuda durante la realización del proyecto

Al personal del CIPA, CIVCO y CEQIATEC, especialmente a Freddy,
por la ayuda brindada en las pruebas y en los análisis

A los profesores José Andrés Araya y Johnny Valverde
por su colaboración en el proyecto

A Investigación y Desarrollo del AyA
por su aporte en las pruebas realizadas

TABLA DE CONTENIDO

Resumen	17
Abstract.....	19
1. Introducción	21
1.1. Objetivos.....	22
1.1.1. Objetivo general	22
1.1.2. Objetivos específicos.....	22
2. Marco de referencia.....	23
2.1. Presencia y química del arsénico en aguas naturales.....	23
2.2. Sistemas de remoción de arsénico a gran escala y en punto de uso	24
2.3. Tratamiento por coagulación/floculación para la remoción de arsénico	29
2.3.1. Proceso de remoción de arsénico por coagulación y floculación.....	29
2.3.1.1. Polímeros sintéticos y naturales como floculantes.....	32
2.3.2. Factores que pueden afectar el tratamiento por coagulación/floculación para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante	33
2.3.3. Tratamiento convencional para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante	35
2.3.3.1. Sistemas de punto de uso con un tratamiento convencional con cloruro de hierro (III) como coagulante.....	36
2.3.4. Filtración directa para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante.....	42
2.3.4.1. Sistemas de punto de uso con filtración directa con cloruro de hierro (III) como coagulante	43
3. Materiales y métodos	45
3.1. Determinación de las condiciones óptimas de coagulación/floculación para la remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante para un sistema de uso doméstico	45
3.1.1. Optimización de pH.....	46
3.1.2. Dosis óptima de coagulante.....	47
3.1.3. Dosis óptima de floculante	47
3.1.4. Tiempo óptimo de floculación.....	47
3.1.5. Tiempo de sedimentación.....	47

3.2.	Comparación entre el tratamiento convencional y la filtración directa para la remoción arsénico en un sistema de uso doméstico.....	47
3.3.	Construcción y evaluación del prototipo de uso doméstico para la remoción de arsénico	49
3.3.1.	Materiales utilizados.....	49
3.3.2.	Caracterización y limpieza de la arena	50
3.3.2.1.	Pruebas previas a la arena	50
3.3.2.2.	Gravedad específica	51
3.3.2.3.	Porosidad.....	51
3.3.2.4.	Solubilidad en ácido clorhídrico	51
3.3.2.5.	Granulometría.....	52
3.3.2.6.	Limpieza de la arena	52
3.3.3.	Confección del prototipo	53
3.4.	Pruebas al prototipo para remoción de arsénico de uso doméstico	55
3.4.1.	Residuos del tratamiento	56
3.5.	Preparación de disoluciones.....	56
3.5.1.	Disolución madre de arsénico.....	56
3.5.2.	Disolución de cloruro de hierro (III)	56
3.5.3.	Disolución del polímero	56
3.5.4.	Disolución de mozote	57
3.5.5.	Preparación de agua sintética	57
3.6.	Metodología para la determinación de arsénico	58
3.6.1.	Método de análisis de arsénico	58
3.6.2.	Procedimiento de lavado de botellas para muestras	59
3.6.3.	Preservación de las muestras	59
3.7.	Procedimiento de medición de turbiedad, color y hierro total.....	59
4.	Resultados y discusión	61
4.1.	Condiciones óptimas de coagulación/floculación para un sistema de uso doméstico	61
4.1.1.	Valor de pH óptimo	61
4.1.2.	Dosis óptima de cloruro de hierro (III).....	63
4.1.3.	Dosis óptima de floculante	65

4.1.3.1.	Dosis óptima de polímero catiónico.....	65
4.1.3.2.	Dosis óptima de mozote	66
4.1.4.	Tiempo óptimo de floculación.....	68
4.1.5.	Tiempo de sedimentación de los flóculos.....	70
4.1.6.	Reproducibilidad de las condiciones óptimas de pH, dosis de cloruro de hierro (III), polímero catiónico, mozote y tiempo de floculación	71
4.2.	Comparación entre el tratamiento convencional y filtración directa para un sistema de uso doméstico	73
4.3.	Construcción y eficiencia del prototipo de uso doméstico	76
4.3.1.	Construcción del prototipo	76
4.3.2.	Caracterización de la arena.....	77
4.3.2.1.	Colorimetría y equivalente de arena.....	77
4.3.2.2.	Gravedad específica	78
4.3.2.3.	Porosidad.....	78
4.3.2.4.	Solubilidad en ácido clorhídrico	78
4.3.2.5.	Granulometría.....	78
4.3.3.	Costos del prototipo y tratamiento	79
4.3.4.	Prueba del prototipo con agua NSF	81
4.3.5.	Prueba con agua de la zona afectada	84
4.3.6.	Residuos del tratamiento	86
5.	Conclusiones	87
6.	Recomendaciones.....	89
7.	Referencias	91
	Apéndices	97
	Apéndice 1. Resultados de análisis para la determinación de las condiciones óptimas de coagulación/floculación para la remoción de arsénico	99
	Apéndice 2. Resultados de análisis para determinar el tipo de tratamiento más conveniente para la remoción de arsénico	102
	Apéndice 3. Análisis de arsénico para determinar la eficiencia del prototipo.....	103
	Apéndice 4. Análisis granulométrico de la arena utilizada en el filtro	104
	Apéndice 5. Cálculo de la cantidad de residuo producido por el tratamiento con el prototipo y su contenido de arsénico	105

Apéndice 6. Análisis de varianza de los resultados de la comparación entre un tratamiento convencional y una filtración directa con arena de 0,5 mm aplicando polímero y mozote	106
Apéndice 7. Cálculo de la incertidumbre, el límite de detección y de cuantificación de los análisis de arsénico con espectrofotometría de absorción atómica	108
Anexos	111
Anexo 1. Características del agua de la naciente de Bagaces muestreada el 23 de junio del 2014.....	113

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Presencia de especies de arsénico en agua en el sistema As-O ₂ -H ₂ O a 25°C y 1 atm	24
Figura 2.2. Diagrama de solubilidad del hidróxido de hierro (III) a 25°C	30
Figura 2.3. Diagrama de solubilidad del hidróxido de aluminio a 25°C	31
Figura 2.4. Uso del ALUFLOC en Puno, Perú.....	36
Figura 2.5. <i>Bucket Treatment Unit</i>	37
Figura 2.6. Stevens Institute Technology adaptado de Ahmed (2001)	37
Figura 2.7. Sistema de punto de uso desarrollado por Bordoloi, Nath, Gogoi, & Duttaa adaptado de Bordoloi, Nath, Gogoi, & Dutta (2013)	38
Figura 3.1. Aparato de jarras convencional utilizado en los ensayos de remoción de arsénico	46
Figura 3.2. Aparato de jarras modificado con filtros de arena utilizado en los ensayos de remoción de arsénico	48
Figura 3.3. Prototipo de remoción de arsénico por coagulación/floculación	49
Figura 3.4. Agitador mecánico	52
Figura 3.5. Tanque de coagulación/floculación del prototipo de remoción de arsénico	53
Figura 3.6. Molinillo de madera	53
Figura 3.7. Dispensor de agua para el filtro	54
Figura 3.8. Tanque para el filtro del prototipo de remoción de arsénico	54
Figura 3.9. Salida de agua del filtro	54
Figura 3.10. Filtro del prototipo de remoción de arsénico	55
Figura 3.11. Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 800	59
Figura 4.1. Remoción de arsénico a diferentes valores de pH (Condiciones: 10 mg/L de FeCl ₃ ; 1 mg/L de polímero catiónico; 200 µg/L As (V))	62
Figura 4.2. Remoción de arsénico a diferentes valores de pH (Condiciones: 10 mg/L de FeCl ₃ ; 300 mg/L de mozote; 200 µg/L As (V))	63
Figura 4.3. Remoción de arsénico con diferentes dosis de cloruro de hierro (III) (Condiciones: pH 6; 1 mg/L de polímero catiónico y 300 mg/L de mozote; 200 µg/L As (V))	64
Figura 4.4. Remoción de arsénico con diferentes dosis de polímero catiónico (Condiciones: pH 6; 12 mg/L de FeCl ₃ ; 200 µg/L As (V))	66
Figura 4.5. Remoción de arsénico con diferentes dosis de mozote (Condiciones: pH 6; 14 mg/L de FeCl ₃ ; 200 µg/L As (V))	67
Figura 4.6. Comparación entre los flóculos formados con polímero catiónico y mozote....	68
Figura 4.7. Remoción de arsénico a diferentes tiempos de floculación (Condiciones: pH 6; 12 mg/L y 14 mg/L de FeCl ₃ ; 1 mg/L de polímero catiónico y 250 mg/L de mozote, respectivamente, y 200 µg/L As (V))	69

Figura 4.8. Disminución del tiempo de sedimentación al utilizar el polímero catiónico (Condiciones pH 6; 12 mg/L de FeCl_3 ; 1 mg/L de polímero catiónico; tiempo de floculación 1 min).....	70
Figura 4.9. Disminución del tiempo de sedimentación al utilizar el mozote (Condiciones pH 6; 14 mg/L de FeCl_3 ; 250 mg/L de mozote; tiempo de floculación 1 min).....	71
Figura 4.10. Eficiencia de remoción del arsénico al aplicar diferente tratamiento y medio filtrante con las condiciones óptimas encontradas (barras de error: desviación estándar) ...	75
Figura 4.11. Curva para análisis granulométrico de la arena utilizada en el filtro	79
Figura 4.12. Concentración de arsénico después del tratamiento con el prototipo (Condiciones pH 6, 14 mg/L de FeCl_3 , 250 mg/L de mozote, tiempo de floculación 1 min, tiempo de sedimentación 20 min y 200 $\mu\text{g/L}$ de As).....	82
Figura 4.13. Caudal de salida del filtro del prototipo	84

LISTA DE CUADROS

Cuadro 2.1. Comparación de sistemas de remoción de arsénico.....	26
Cuadro 2.2. Resumen de tratamientos para la remoción de arsénico por coagulación/floculación con cloruro de hierro (III) como coagulante	39
Cuadro 3.1. Características de los filtros usados en el aparato de jarras	48
Cuadro 3.2. Características del agua NSF	57
Cuadro 3.3. Marca y pureza de los reactivos utilizados para la preparación del agua NSF	58
Cuadro 4.1. Datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del polímero catiónico	72
Cuadro 4.2. Análisis estadístico para los datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del polímero catiónico.....	72
Cuadro 4.3. Datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del mozote	72
Cuadro 4.4. Análisis estadístico de los datos de reproducibilidad con las condiciones óptimas del mozote.....	73
Cuadro 4.5. Resultados de prueba de colorimetría.....	77
Cuadro 4.6. Resultados de prueba de equivalente de arena.....	78
Cuadro 4.7. Costos de la construcción del prototipo de remoción de arsénico.....	80
Cuadro 4.8. Costo de reactivos por tratamiento con el prototipo de remoción de arsénico de 15 L con mozote	81
Cuadro 4.9. Parámetros de calidad de agua resultado del tratamiento con el prototipo de remoción de arsénico utilizando agua NSF	82
Cuadro 4.10. Resultados de prueba con agua de la naciente de la zona del Pacífico norte del país en Bagaces con el prototipo de remoción de arsénico	86

LISTA DE ACRÓNIMOS Y SIGLAS

AyA: Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados

CEQIATEC: Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos

CIPA: Centro de Investigación en Protección Ambiental

CIVCO: Centro de Investigación en Vivienda y Construcción

NSF: *National Science Foundation*

OMS: Organización Mundial de la Salud

RESUMEN

En la zona Norte y en el Pacífico Norte de Costa Rica, se han encontrado concentraciones de arsénico en el agua mayores a 10 µg/L, el cual es el límite máximo establecido en el país por el Ministerio de Salud y por la Organización Mundial de la Salud. Una solución a este problema lo constituyen los sistemas de punto de uso basados en coagulación/floculación y filtración para la remoción de arsénico. Un prototipo que utiliza este método se desarrolló empleando cloruro de hierro (III) como coagulante. Se probaron dos floculantes, uno sintético (polímero catiónico KF-930-S) y otro natural (mozote *Triumfetta semitriloba*). Para esto se determinó, mediante pruebas de jarras, con un agua desafío de la National Science Foundation y una concentración inicial de arsénico de 200 µg/L, las condiciones óptimas de remoción que fueron a pH 6, dosis de cloruro de hierro (III) de 12 mg/L y 14 mg/L para el polímero catiónico y el mozote, respectivamente, y dosis de polímero catiónico de 1 mg/L y de mozote de 250 mg/L. Adicionalmente, se determinó el tiempo de floculación y el de sedimentación de los flóculos, los cuales fueron de 1 y 20 min, respectivamente, para ambos floculantes. Se realizó una comparación entre un tratamiento convencional y una filtración directa utilizando un aparato de jarras con filtros acoplados resultando más conveniente un tratamiento convencional con mozote como floculante. El prototipo construido consiste en dos tanques, el primero donde se realiza la coagulación, floculación y sedimentación y el segundo contiene el filtro de arena de tamaño efectivo de 0,5 mm. El producto desarrollado presentó un buen funcionamiento utilizando mozote como floculante, alcanzando hasta un 99% de remoción, con concentraciones iniciales de 200 µg/L de arsénico, lo cual resulta en un valor menor a 10 µg/L de arsénico en el agua. La efectividad del prototipo se comprobó con agua del Pacífico Norte de la zona de Bagaces con una concentración de arsénico de 10 µg/L; luego del tratamiento se obtuvo una concentración de arsénico de 3 µg/L. Este sistema constituye una alternativa muy eficiente en la remoción de arsénico, de bajo costo y de fácil operación.

Palabras claves: Tratamiento de agua, Remoción de arsénico, Punto de uso, Coagulación y floculación, Polímero catiónico, Mozote (*Triumfetta semitriloba*)

ABSTRACT

In the North and in the North Pacific areas of Costa Rica, high concentrations of arsenic in drinking water have been found exceeding the guideline of 10 µg/L established by the Health Department of the country and also by the World Health Organization. Point of use systems based on coagulation/flocculation and filtration for arsenic removal was a solution for this problem. A prototype was developed using iron (III) chloride as a coagulant. Two flocculants were tested a synthetic one (cationic polymer KF-930-S) and natural one (“mozote” *Triumfetta semitriloba*). The optimum conditions were determined by jar tests with challenge water from the National Science Foundation and an initial arsenic concentration of 200 µg/L, these conditions were pH 6, iron (III) chloride dose of 12 mg/L and 14 mg/L for the cationic polymer and mozote, respectively, and cationic polymer dose of 1 mg/L and mozote of 250 mg/L. The time for the slow mix and settling were also determined: 1 and 20 min, respectively. A conventional treatment and a direct filtration were compared with jar tests with filters coupled; the first treatment and “mozote” as flocculant proved to be more convenient. The built prototype consists of two tanks, the first where the coagulation/flocculation/sedimentation happens and the second containing the sand filter with an effective size of 0,5 mm. The prototype provided a good performance using “mozote” as flocculant, reaching up to 99% removal, with initial concentrations of 200 µg/L, which results in a value less than 10 µg/L of arsenic in water. The efficiency of the prototype was also tested with water from the North Pacific of the area of Bagaces with an arsenic concentration of 10 µg/L, after the treatment the result was 3 µg/L of arsenic. This system is a very efficient, low cost and easy operation alternative for arsenic removal.

Keywords: Water treatment, Arsenic removal. Point of use, Coagulation and flocculation, Cationic polymer, “Mozote” (*Triumfetta semitriloba*)

1. INTRODUCCIÓN

Desde el 2010 en el país, alrededor de 24 comunidades de Guanacaste y San Carlos, no cuentan con agua potable ya que el líquido abastecido se encuentra contaminado con arsénico; situación que el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), no ha podido solucionar por falta de recursos y tecnología (Herrera, 2013). Según el Programa Estado de la Nación (2013), estas comunidades comprenden 12 000 personas afectadas, razón por la cual dicha situación fue declarada de emergencia sanitaria (Decreto Ejecutivo No. 37072-S). La contaminación según el AyA, es de origen geológico por lo que puede estar presente en aguas superficiales o de pozos (Programa Estado de la Nación, 2013).

Según Choong et al. (2007) y Guha Mazumder (2008), la toxicidad del arsénico se ha asociado a padecimientos como la hiperpigmentación, queratosis, anemia, gangrena en los pies, cáncer de piel, entre otros. Además, aumenta el riesgo de cáncer de piel, pulmón, vejiga, hígado y riñón. Razón por la cual la Organización Mundial de la Salud (OMS), recomienda 0,01 mg/L (10 µg/L) como concentración máxima admisible de arsénico; esto debido a las dificultades que representa su eliminación del agua potable (World Health Organization, 2011). De igual manera el Reglamento para la calidad de agua potable (Decreto No. 32327-S) de nuestro país, establece el mismo valor de concentración máximo en el agua (Ministerio de Salud, 2005).

Según el decimonoveno informe del Programa Estado de la Nación (2013), un 1,8% de la población del país no se encuentra conectada a una red de acueductos y se estima que un 7,1% no tiene acceso a agua potable, a pesar de recibir agua intradomiciliaria. Dentro de estos porcentajes se pueden encontrar familias en las zonas afectadas con la contaminación por arsénico. Por ello, es necesario brindar una alternativa de bajo costo, a esta población que no tiene solucionado el problema de exposición al arsénico ya sea por no estar conectada a una red de acueductos o por no tener acceso a agua potable.

Una alternativa aplicable lo constituyen los sistemas de punto de uso basados en coagulación/floculación, los cuales tratan el agua en los hogares directamente. En Bangladesh, Tahura, Shahidullah, Rahman, & Milton (1998) se enfrentaron con una situación similar, de comunidades alejadas que tomaban el agua para consumo de pozos cerca de sus casas o comunidades; por lo que se desarrolló uno de los sistemas

mencionados. Con estos sistemas las familias en sus hogares llevaban a cabo los procesos de coagulación/floculación mediante la adición de un coagulante. De la mano de una adecuada capacitación, este sistema resultó ser muy efectivo en la remoción de arsénico. Otro dispositivo desarrollado por Bordoloi, Nath, Gogoi, & Dutta (2013) en la India, demostró ser una buena alternativa para ser aplicado en zonas rurales en países en desarrollo por su bajo costo, su operación simple, no requiere electricidad y es amigable con el ambiente. Demás ejemplos de estos sistemas lo constituyen el ALUFLOC en Perú (Castro de Esparza, 2010), los *Bucket Treatment Unit (BTU)* y *Fill and Draw Units* (Jain & Singh, 2012), entre otros.

Entre los coagulantes comúnmente empleados se encuentran el cloruro de hierro (III) y el sulfato de aluminio; el primero presenta muchas ventajas ya que ha demostrado ser más efectivo que el sulfato de aluminio en la remoción de arsénico (Cheng, Liang, Wang, & Beuhler, 1994; Lakshmanan, Clifford, & Samanta, 2008; Sancha, 2010).

Los resultados mostrados en los estudios mencionados anteriormente motivaron la realización de este proyecto que pretende brindar una alternativa basada en coagulación/floculación con cloruro de hierro (III) como coagulante y ya sea un polímero sintético o un producto natural como el mozote como floculante. Se espera que esta sea económica, de fácil operación y mantenimiento para la remoción de arsénico en agua.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo general

Diseñar un prototipo para la remoción de arsénico en el agua, de uso doméstico, basado en coagulación/floculación con cloruro de hierro (III), para que esta sea apta para consumo humano.

1.1.2. Objetivos específicos

- a) Determinar las condiciones óptimas de coagulación/floculación para la remoción de arsénico del agua en un sistema de uso doméstico.
- b) Definir el tratamiento apropiado, convencional o filtración directa, para la remoción de arsénico del agua en un sistema de uso doméstico.
- c) Diseñar y determinar la eficiencia del prototipo de uso doméstico para la remoción de arsénico del agua por coagulación/floculación.

2. MARCO DE REFERENCIA

Este capítulo contiene información básica sobre la presencia y la química del arsénico en aguas naturales. Además, cuenta con una pequeña revisión de los métodos de remoción de arsénico que se aplican actualmente, ya que el principal enfoque corresponde al tratamiento por coagulación y floculación. En el caso de este último, se analizan los dos tipos de sistemas que se utilizan: convencional y de filtración directa, así como los factores que influyen en los mismos y la aplicación que han tenido estos sistemas para la remoción de arsénico del agua.

2.1. PRESENCIA Y QUÍMICA DEL ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES

En el agua, el arsénico se encuentra en dos estados de oxidación: trivalente (arsenito) y pentavalente (arseniato); en su mayoría está presente en esta última forma, sin embargo, en condiciones anaeróbicas sucede lo contrario. Su presencia en el agua se encuentra asociada a la interacción de la roca con el agua; esto ocurre principalmente en aguas subterráneas por los depósitos sedimentarios y de minerales de sulfuro derivados de rocas volcánicas (World Health Organization, 2011). Adicionalmente, los acuíferos por sus características físicas y geoquímicas favorecen la movilización y acumulación del arsénico (Smedley & Kinniburgh, 2002). Altas concentraciones de arsénico en aguas subterráneas se han encontrado en áreas geotérmicas (10 hasta 370 $\mu\text{g/L}$) o de actividad minera (284 $\mu\text{g/L}$) (Smedley & Kinniburgh, 2002).

Según, Smedley & Kinniburgh (2002), la abundancia de unas las especies de arsénico sobre la otra, es debido al pH del agua y al potencial redox. A valores de pH altos, mayores a 8,5, se da la desorción del arsénico del suelo o evita que este se vuelva a adsorber (Smedley & Kinniburgh, 2002). El arsénico pentavalente predomina en condiciones oxidantes, las cuales se dan en aguas superficiales; mientras que en condiciones reductoras (aguas subterráneas) el arsénico trivalente se encuentra en mayor cantidad, este comportamiento se ilustra en Figura 2.1.

Un aspecto que se debe destacar es que la especie presente en el agua más tóxica corresponde al arsenito (EPA, 1999; World Health Organization, 2011).

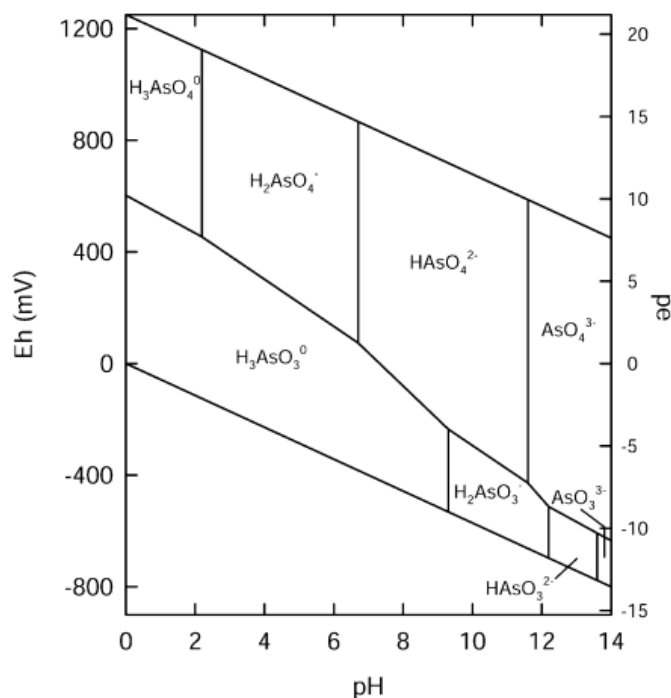


Figura 2.1. Presencia de especies de arsénico en agua en el sistema As-O₂-H₂O a 25°C y 1 atm
Fuente: Smedley & Kinniburgh (2002)

2.2. SISTEMAS DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO A GRAN ESCALA Y EN PUNTO DE USO

Existen varios métodos para la remoción de arsénico como la coagulación-floculación, precipitación, adsorción, filtración por membranas e incluso métodos alternativos como los biológicos (Choong et al., 2007). Estos métodos, se aplican tanto a gran escala como en sistemas de punto de uso. Los denominados sistemas de punto de uso, se basan en el tratamiento del agua con el propósito de utilizarla en la cocina o para bebida, por lo que comúnmente se aplican a un sólo grifo, utilizando algunos de los métodos antes mencionados (EPA, 1999).

Según, Höll & Litter (2010), el diseño de un sistema de remoción de arsénico debe tomar en cuenta muchos factores como los económicos, los técnicos, los culturales, los políticos, los materiales disponibles y las características del agua; así como la presencia de otras sustancias en la misma y la especiación del arsénico. Además, es necesario incluir la manipulación y disposición de los residuos.

En el Cuadro 2.1 se resumen algunos de los sistemas de remoción de arsénico. De estos sistemas existen algunos que más investigación como los biológicos, mientras que los

sistemas de coagulación/floculación, oxidación/precipitación y adsorción se encuentran más consolidados; además, se ha demostrado que presentan una muy alta eficiencia de remoción. Otro sistema efectivo, pero que representa un alto costo es el uso de membranas para filtración, por lo que no se recomienda para comunidades de escasos recursos. El método más común constituye la coagulación/floculación debido a que es simple y efectivo, sin embargo, presenta una desventaja en cuanto al manejo de sus residuos. Esta preocupación, la comparte con el uso de adsorbentes en la remoción del arsénico. Los cuales, además, son vulnerables a otros componentes presentes en el agua. Todos los sistemas mencionados pueden adaptarse para ser utilizados como punto de uso.

De acuerdo con los objetivos de este trabajo, el tratamiento para la remoción de arsénico escogido es el de coagulación/floculación por lo que en los siguientes capítulos, se abarca únicamente la utilización de este método.

Cuadro 2.1. Comparación de sistemas de remoción de arsénico

Sistema de remoción	Descripción	Ventajas	Desventajas
Coagulación/ floculación sedimentación o filtración	Es uno de los métodos más comunes. El coagulante reacciona con el agua formando hidróxidos metálicos sobre los cuales se adsorbe el arsénico (Sancha, 2010). Se utiliza el sulfato de aluminio y sales de hierro como coagulantes en cuyos hidróxidos se adsorbe el arsénico. Ejemplos de este sistema en punto de uso corresponden a los <i>Bucket Treatment Units</i> , <i>Fill and Draw Units</i> (Jain & Singh, 2012) y el ALUFLOC (Litter et al., 2012).	Este sistema es aplicable para tratar grandes volúmenes de agua y en punto de uso, es simple y efectivo y la remoción de arsénico pentavalente es alta (Mondal, Bhowmick, Chatterjee, Figoli, & Van der Bruggen, 2013). Según Jain & Singh (2012), se han llegado a alcanzar eficiencias de hasta el 90% de remoción de As (V), lo que tuvo como resultado concentraciones menores de 5 µg/L después del tratamiento. La variación en las concentraciones iniciales de arsénico no afecta la eficiencia (Jain & Singh, 2012). El ALUFLOC alcanza eficiencias de hasta un 98%; por su fácil mantenimiento y operación, son útiles para uso doméstico en lugares alejados, si los reactivos se encuentran disponibles (Litter et al., 2012).	Surgen preocupaciones ambientales en cuanto al manejo de los residuos producidos en el tratamiento (Mondal et al., 2013). Otros compuestos presentes en el agua como los fosfatos y el sílice pueden reducir la eficiencia de remoción (Sancha, 2010).
Oxidación/ precipitación	El proceso consiste en la oxidación de arsénico trivalente a pentavalente y su posterior precipitación, incluye tanto la aplicación de sustancias oxidantes (cloro, ozono, oxígeno, permanganato de potasio, peróxido de hidrógeno, entre otros) como la oxidación fotoquímica (Mondal et al., 2013). El más conocido de este sistema aplicado en punto de uso son las SORAS, este aprovecha la radiación solar para oxidar el arsénico trivalente y a su vez, para producir compuestos de coordinación entre el hierro y citrato de manera que el arsénico pentavalente se elimina por coprecipitación con los hidróxidos de hierro (III) formados (Litter et al., 2012).	Constituye un proceso simple y de bajo costo operacional (Mondal et al., 2013). Según Litter et al. (2012), para las SORAS, en casos en que no existe suficiente hierro en el agua, este debe ser añadido; este método ha alcanzado remociones de hasta el 95%, es fácil de utilizar y tiene un bajo costo. Adicionalmente, los residuos producidos son pocos y fáciles de disponer (Litter et al., 2012).	Se pueden producir otros subproductos, los cuales son tóxicos y carcinógenos como iodato y bromato (en caso de que bromuros y ioduros se encuentren presentes), otras sustancias en el agua disminuyen la eficiencia y se necesita de un proceso de remoción adicional de arsénico (Mondal et al., 2013). En lugares como Bangladesh, la eficiencia de remoción sólo alcanzó valores de entre 45-78% (Jain & Singh, 2012).

Continuación de Cuadro 1

Sistema de remoción	Descripción	Ventajas	Desventajas
Adsorción	<p>En este caso, el arsénico se adsorbe en los sitios de sorción de varios materiales sólidos (Höll & Litter, 2010). Según Litter et al. (2012), se han desarrollado métodos a partir de la adsorción en materiales geológicos como óxidos de hierro, arcillas y feldespatos; estas rocas y minerales son accesibles a la población por lo que son muy utilizados. En los estudios con estos materiales, se han obtenido resultados muy variados, debido a que esto depende mucho del tipo de roca o mineral que se emplea (Litter et al., 2012). También, se ha desarrollado el hidróxido de hierro granular como material adsorbente en un filtro; este es de fácil manejo, no necesitan corrección de pH únicamente se necesita vigilar la caída de presión (Choong et al., 2007). Por otro lado, el recubrimiento de materiales con hierro para la adsorción de arsénico, es otro método que posee alto potencial. Se han empleado piedra pómez, arena y granate, siendo la primera más efectiva (Ndelwa, 2010).</p>	<p>Tiene como resultado una alta remoción y no es costoso (Jain & Singh, 2012; Mondal et al., 2013). Según Litter et al. (2012), resulta una buena solución a nivel de los hogares si los materiales absorbentes se encuentran disponibles en la comunidad; en cuanto a la eficiencia, como se mencionó anteriormente, es variable. Estos mismos autores mencionan un ejemplo, el cual es el uso de hematita en México donde se obtuvieron concentraciones entre 3 y 28 µg/L de arsénico después del tratamiento. Con piedra pómez se alcanzaron eficiencias de hasta el 85% de remoción con arsénico trivalente (Ndelwa, 2010).</p>	<p>Es un sistema vulnerable a interferencias por competencia de los sitios de adsorción con aniones (Jain & Singh, 2012; Mondal et al., 2013). Similar al caso de la coagulación-floculación, el adsorbente gastado debe tener un correcto manejo para que no represente un peligro al ambiente; también, surgen problemas en cuando la regeneración del material adsorbente (Mondal et al., 2013).</p>
Filtración por membrana	<p>Según Tarquini (2010), esta se realiza aplicando ósmosis inversa, por medio del cual una membrana semipermeable retiene los contaminantes, obteniendo agua pura; para esto se requiere aplicar una presión mayor a la presión osmótica. El mismo autor menciona que las membranas tienen la capacidad de eliminar sustancias del agua en elevadas concentraciones como el arsénico, el flúor, el vanadio y metales pesados en general.</p> <p>Se ha aplicado la nanofiltración y la ósmosis inversa con poros de tamaño 0,001-0,003 µm y 0,0005 µm, respectivamente (Choong et al., 2007).</p>	<p>Se han alcanzado remociones del 99% aplicando nanofiltración y ósmosis inversa (Choong et al., 2007). Son sistemas efectivos en la purificación del agua ya que no solo remueven el arsénico pentavalente sino también otros contaminantes presentes, adicionalmente, no producen residuos tóxicos (Mondal et al., 2013).</p>	<p>Son sistemas costosos y su uso no es factible si lo único que sea desea remover del agua es arsénico (Choong et al., 2007). Sin embargo, se produce un gran volumen de residuos (Jain & Singh, 2012). En presencia de altas concentraciones de arsénico no es muy efectivo, posee una muy baja remoción de arsénico trivalente, representa un alto costo de inversión y operación y en la mayoría de los casos se necesita de un pretratamiento (Mondal et al., 2013). Es sensible a las características del agua (Jain & Singh, 2012); por ejemplo, en el caso de la ósmosis inversa, la remoción de As(III) se ve muy afectada por el pH del agua (Choong et al., 2007).</p>

Continuación de Cuadro 1

Sistema de remoción	Descripción	Ventajas	Desventajas
Métodos alternativos (biológicos)	Entre estos métodos se encuentra la fito filtración y la oxidación biológica. La fito remediación implica el uso de plantas para remover el arsénico del agua, acumulándolo en sus raíces (Litter et al., 2012). Según Jain & Singh (2012), la oxidación biológica consiste en que el agua pasa por unos filtros en donde las bacterias, oxidan el As (III), que es adsorbido en los óxidos de hierro y manganeso. De acuerdo con estos autores, el método ha llegado a concentraciones menores a 10 µg/L.	Según Litter et al. (2012), se tiene poco conocimiento de los mismos, sin embargo, tiene un bajo costo, son amigables con el ambiente y no requieren de personal capacitado para su mantenimiento.	En el caso de la fito filtración, cuando el sistema se satura, se produce una gran cantidad de residuos contaminantes, por lo que se necesita de más investigación respecto al método (Litter et al., 2012). La presencia de fosfatos disminuye la efectividad del tratamiento por competencia de los sitios de adsorción, en el caso de los filtros en la oxidación biológica (Jain & Singh, 2012).

2.3. TRATAMIENTO POR COAGULACIÓN/FLOCULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Entre los sistemas de tratamiento mencionados anteriormente, el tratamiento por coagulación/floculación es uno de los más adecuados para remover el arsénico, adicionalmente es el más comúnmente utilizado (Jain & Singh, 2012). Normalmente, los coagulantes que se utilizan corresponden al sulfato de aluminio y a las sales de hierro. Específicamente la coagulación con hierro es simple, representa un bajo costo y es muy eficiente por lo que se recomienda para tratar altas concentraciones de arsénico (Choong, Chuah, Robiah, Gregory Koay, & Azni, 2007). Además, según, Jain & Singh (2012) y Sancha (2010), empleando este sistema se obtienen concentraciones de arsénico que cumple con lo exigido por la norma del Ministerio de Salud. Es importante mencionar que también remueve turbiedad, color y otros componentes disueltos en el agua (Sancha, 2010).

Por otro lado, a diferencia de los sistemas de adsorción; la coagulación/floculación ve menos afectada su eficiencia por las características y la presencia de otros contaminantes en el agua (Jain & Singh, 2012).

Posterior a la floculación, existen 2 opciones en este sistema: una sedimentación en la cual precipitan los flóculos formados (tratamiento convencional) o el agua pasa directamente a través de un filtro sin pasar por un proceso de sedimentación, es decir, una filtración directa. En la mayoría de los casos, después de la sedimentación se realiza una filtración. Según Sancha (2006), en Chile, la tecnología de remoción de arsénico con coagulación/floculación a gran escala, ha sido ampliamente utilizada desde los años 70; aplicando las dos opciones mencionadas, se han dado remociones que empezando con una concentración de 400 $\mu\text{g/L}$ de arsénico llegan a los 10 $\mu\text{g/L}$. El mismo autor indica que en el caso de aguas superficiales se realiza un tratamiento convencional; mientras que con aguas subterráneas, una filtración directa. Según, Castro de Esparza (2005), la mayoría de los sistemas de remoción de arsénico en Perú emplean la filtración directa con cloruro de hierro (III).

2.3.1. Proceso de remoción de arsénico por coagulación y floculación

En la coagulación, según Sancha (2010), el arsénico es removido principalmente por adsorción y/o por oclusión, siendo el primero predominante con altas dosis de coagulante.

Los coagulantes más comunes corresponden al sulfato de aluminio, cloruro de hierro (III) y sulfato de hierro (III) (OPS, 2005). El coagulante reacciona con el agua formando hidróxidos de aluminio y de hierro (III) que poseen una alta carga positiva; como se observa en la Figura 2.2 y Figura 2.3. El arsénico pentavalente, cargado negativamente, se adsorbe en estos sitios. Con el cloruro de hierro (III) entre menor sea el pH del agua, existirá una mayor cantidad de sitios cargados positivamente (Figura 2.2). El cloruro de hierro (III) presenta una ventaja sobre el sulfato de aluminio, debido a que el hidróxido de hierro es más estable en un rango de pH más amplio de 5,5 a 8,5, mientras que el del sulfato de aluminio es de 6,5 a 7,5 (Sancha, 2010). Esto debido a que valores altos de pH, predomina la formación de $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ y $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, los cuales son solubles y no precipitan con el arsénico (Letterman & Yiacoumi, 2011) (Figura 2.2 y Figura 2.3). De igual manera, la alcalinidad y valores altos de pH disminuyen la eficiencia de remoción de arsénico (Sancha, 2010).

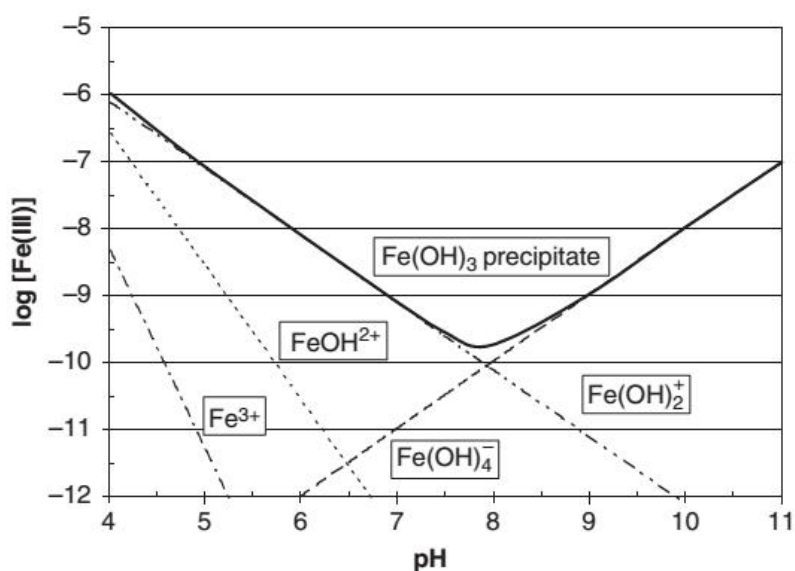


Figura 2.2. Diagrama de solubilidad del hidróxido de hierro (III) a 25°C
Fuente: Letterman & Yiacoumi (2011)

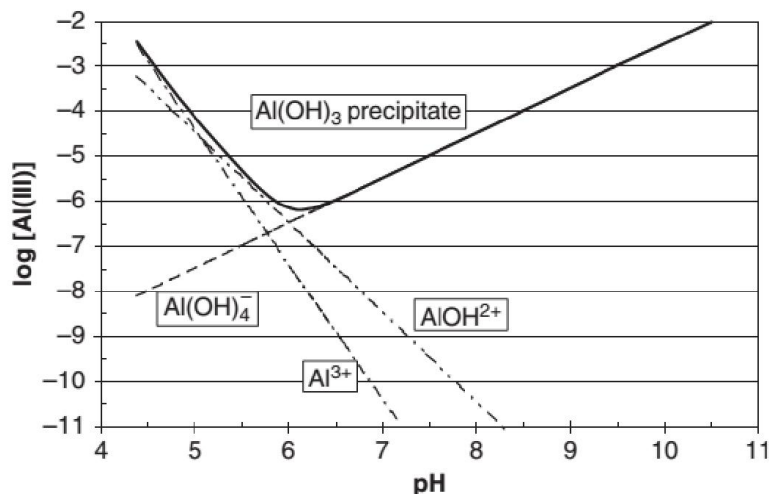


Figura 2.3. Diagrama de solubilidad del hidróxido de aluminio a 25°C
Fuente: Letterman & Yiacoumi (2011)

El cloruro de hierro (III) no sólo presenta una ventaja en cuanto al rango de pH, sino que también ha demostrado ser más efectivo en la remoción de arsénico que el sulfato de aluminio (Cheng et al., 1994; Lakshmanan et al., 2008). Es más eficiente en comparación con otros coagulantes de hierro como el sulfato de hierro (III) y el sulfato de hierro (II); además, tiene como resultado un valor de hierro residual aceptable (Bilici Başkan, Pala, & Türkman, 2010). Permite a su vez la más alta remoción de arsénico, en términos costo-eficiencia, ya que se necesita una menor dosis de este para alcanzar una alta remoción de arsénico, a diferencia de otros coagulantes (Bilici Başkan et al., 2010; Lakshmanan et al., 2008; Lakshmanan, 2007).

El arsénico pentavalente se remueve más fácilmente que el trivalente, por lo que al utilizar un tratamiento por coagulación para su remoción, se recomienda convertir el arsenito en arseniato, aplicando un oxidante (Áviles, Tirado, Bedolla, & Ramírez, 2003; Sancha, 2010). El más común de estos corresponde al cloro, sin embargo, dependiendo del contenido de materia orgánica en el agua se puede dar la formación subproductos tóxicos como los triclorometanos (Höll & Litter, 2010).

En cuanto al tiempo de coagulación, ya sea para un tratamiento convencional o una filtración directa, generalmente se emplea un minuto de mezcla rápida a 100 rpm (Cheng et al., 1994; Hering, Chen, Wilkie, & Elimelech, 1996, 1997; Lakshmanan et al., 2008). Por su parte en la floculación, en un tratamiento que incluye sedimentación, este tiempo comprende entre unos 20-30 min; sin embargo, en una filtración directa, se reduce a 10-20

min (Crittenden, Rhodes, Hand, Howe, & Tchobanoglousm G, 2012). Inclusive, según Arboleda (2000), otros autores indican que en el caso de gradientes bajos (20 l/s) tiempos mayores de 10 min no son recomendables.

El uso de floculantes tanto para un tratamiento convencional como para una filtración directa tiene como objetivo la formación de un flóculo más fuerte. En el caso de un tratamiento convencional, es importante el tamaño del flóculo y la velocidad con que este sedimenta (Crittenden et al., 2012). Sin embargo, en el caso de una filtración directa, no se busca obtener un flóculo que sedimente fácilmente, sino que sea retenido por el filtro; esto justifica las diferencias en el tiempo de floculación (Tobiason, Cleasby, Logsdon, & O'Melia, 2011).

Finalmente, este tipo de tratamiento produce lodos que independientemente de que el tratamiento sea convencional o de filtración directa, deben ser sometidos a la prueba TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) (Sancha, 2010). La prueba determina la movilidad del arsénico presente en los residuos; simulando en el laboratorio la generación del lixiviado de un residuo en un relleno sanitario (EPA, 1992). El procedimiento se debe realizar de acuerdo al Reglamento sobre el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar constituyentes que hacen un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente (Decreto No. 27002-MINAE) (MINAE, 1995). Esto debido a que se catalogan como residuos peligrosos según el Reglamento sobre las características y el listado de los desechos peligrosos industriales (Decreto No. 27000-MINAE). Según el mismo reglamento, la concentración máxima de arsénico permisible en el lixiviado es de 5 mg/L (MINAE, 1998).

2.3.1.1. Polímeros sintéticos y naturales como floculantes

El uso de polímeros como ayudantes de floculación, aumentan la eficiencia de remoción del arsénico. Los polímeros catiónicos al incrementar el carácter catiónico de los coagulantes como el cloruro de hierro (III), han demostrado ser más efectivos que los polímeros aniónicos y no iónicos (Bilici Başkan et al., 2010).

Según, Letterman & Yiacoumi (2011), estos polímeros pueden contener contaminantes como los monómeros u otros subproductos de la fabricación de los mismos, que pueden representar un riesgo a la salud humana. Por lo que se ha desarrollado el uso de floculantes naturales, uno de estos es el mozote (*Triumfetta semitriloba*), de bajo costo y fácil

obtención. Según Romero & Vargas (2008), el ingrediente activo que posee el mozote es un polisacárido; este se utiliza para la remoción de impurezas en la fabricación de azúcar, dicha propiedad se puede aprovechar en el tratamiento de agua. Este floculante es efectivo en la remoción de turbiedad y color en el agua potable, además forma flóculos de fácil sedimentación (Quirós, Vargas, & Jiménez, 2010a, 2010b). No obstante, no se recomiendan dosis de floculante mayores a los 600 mg/L, por el aumento de materia orgánica al agua (Quirós et al., 2010a).

Es importante señalar que ninguno de los tratamientos para la remoción de arsénico consultados en esta revisión bibliográfica, hacen uso de floculantes naturales. Esto se observa más adelante en el Cuadro 2.2.

2.3.2. Factores que pueden afectar el tratamiento por coagulación/floculación para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante

Entre los factores que afectan la remoción de arsénico, se encuentra el pH y otros componentes presentes en el agua. La revisión bibliográfica de esta sección se enfocó únicamente en el proceso de coagulación con cloruro de hierro (III), esto debido a que según la sección 2.3.1, es el más efectivo, por lo que es el que se aplicó en el presente proyecto.

Como se mencionó anteriormente, el cloruro de hierro (III) es eficiente en un rango de pH más amplio que el sulfato de aluminio (Figura 2.2). A un pH menor a 8, la remoción de arsénico pentavalente, decrece ligeramente con el aumento de pH; esto según, Hering, Chen, Wilkie, & Elimelech (1996, 1997) y Fernández (2002). Lakshmanan et al. (2008), afirma que la remoción de arsénico pentavalente depende del pH, y esta aumenta conforme disminuye el pH y que en el caso del arsénico trivalente no presenta una dependencia del pH, en un rango de pH de 6.5 a 8.5. Otro estudio indica que la remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) no es dependiente del pH en un rango de 5,5 a 7 (Cheng et al., 1994). Mientras que otros autores indican que el arsénico trivalente parece depender muy poco de la variación en el pH del agua (Hering et al., 1996; Pallier, Feuillade-Cathalifaud, Serpaud, & Bollinger, 2010).

La disminución de la eficiencia de remoción del arsénico por efecto del pH, se debe a que el aumento de este provoca un potencial z negativo en los flóculos de hierro, lo cual trae como resultado la disminución de los sitios cargados positivamente; además, aumenta

la competitividad del As (V) con iones OH^- para adsorberse en el hidróxido de hierro (Pallier et al., 2010).

En cuando a los otras sustancias presentes en la matriz, la remoción del arsénico trivalente se encuentra más influenciada por la composición del agua que el arsénico pentavalente (Hering et al., 1997).

La presencia de sílice y fosfato reduce la adsorción del arsénico, por la competencia de los sitios de adsorción, lo que disminuye el porcentaje de remoción del As (V); este efecto se contrarresta conforme baja el pH (Lakshmanan, 2007; Laky & Licskó, 2011). En el caso de Lakshmanan (2007), la adición de fosfato fue de 40 $\mu\text{g/L}$ y la de sílice 20 mg/L ; mientras que Laky & Licskó (2011), variaron la dosis de fosfato entre 0 y 0,7 mg/L y el sílice entre 0 y 30 mg/L .

Estudios indican que los sulfatos no disminuyen significativamente la remoción de arsénico tanto pentavalente como trivalente (Hering et al., 1996; Meng, Bang, & Korfiatis, 2000).

Por otro lado, otros elementos pueden favorecer la remoción del arsénico. Un ejemplo de esto son el Ca^{2+} y Mg^{2+} , los cuales parecen reducir el efecto negativo del sílice (Meng et al., 2000). Estudios afirman que a pH 9, la presencia de calcio, aumenta la remoción de arsénico y contrarresta el efecto de los fosfatos (Hering et al., 1996).

En cuanto a la materia orgánica, según Pallier et al. (2010) esta se remueve del agua por adsorción en los flóculos de hierro (III) al igual que el arsénico pentavalente, por lo que compite por sitios de adsorción; no obstante, la remoción de arsénico pentavalente precede a la de la materia orgánica. En este mismo estudio se afirma que este no es el caso del arsénico trivalente, el cual se remueve por mecanismos diferentes (precipitación y coprecipitación), por lo que su eliminación, no se ve tan influenciada por la presencia de materia orgánica. Según Sancha (2010), la materia orgánica disuelta disminuye la remoción de arsénico pentavalente; sin embargo, la presencia de calcio en el agua, reduce este efecto. Otro estudio, indica que la eficiencia de remoción de arsénico pentavalente decrece por presencia de materia orgánica a un pH 8 y 9; no obstante, señala que esto no se debe a la competencia por sitios de adsorción, sino porque afecta la precipitación por lo que se necesita una mayor adición de cloruro de hierro (III) (Hering et al., 1997).

Finalmente, la concentración inicial de arsénico tiene poco efecto, ya que la eficiencia del tratamiento parece ser independiente de esta (Cheng et al., 1994; Fernández, 2002; Hering et al., 1996, 1997).

2.3.3. Tratamiento convencional para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante

Como se mencionó en la sección 2.3, existen dos posibles tratamientos por coagulación y floculación. El primero de estos corresponde a un tratamiento convencional, el cual incluye un proceso de sedimentación posterior a la coagulación/floculación y el segundo, la filtración directa, la cual carece de sedimentación. Los aspectos correspondientes a la coagulación/floculación se trataron anteriormente, por lo que en esta sección se mencionan las etapas posteriores. En esta parte, se abarca el tratamiento convencional, con una filtración rápida.

Es importante que exista una etapa de filtración posterior a la sedimentación, ya que en ausencia de esta, los porcentajes de remoción de arsénico son más bajos (Hering et al., 1996).

El mecanismo de remoción más importante en la filtración rápida es la adsorción. La superficie de la arena se encuentra cargada negativamente, dicha carga es neutralizada por partículas cargadas positivamente como los flóculos de hierro (III) y aluminio (Di Bernardo, 2003a). Según Arboleda (2000), en un filtro rápido con lecho simple la penetración de estos flóculos, en su mayor cantidad, se da en los primeros 5 cm del medio filtrante.

Cuando la calidad del afluente no es muy variable, se pueden emplear los filtros de un solo medio (Crittenden et al., 2012). Según Di Bernardo (2003a), en este caso, lo ideal es el uso de arena; dado que este material proporciona buenos resultados, tiene un bajo costo y es ampliamente utilizado. Las tasas de filtración utilizadas se encuentran entre 5 y 12,5 m/h, y los tamaños efectivos de la arena varían entre 0,45 y 1,2 mm; además se recomienda que la arena sea lo más uniforme posible, con un coeficiente de uniformidad menor de 1,7 (Di Bernardo, 2003a).

En cuanto a la altura de la arena, según (Crittenden et al., 2012), se recomienda una relación entre la altura y el tamaño efectivo de lecho filtrante entre 1000 y 2000.

Al realizar una revisión de la aplicación de la coagulación con cloruro de hierro (III), la mayoría de los sistemas aplica un tratamiento convencional, en vez de la filtración directa; por lo que hay más investigación referente a este primer proceso. También, demuestra ser efectivo en un amplio rango de concentraciones iniciales de arsénico. En cuanto a las dosis de coagulante, son muy variantes y los floculantes se emplean en muy pocos casos. Dicha revisión se puede observar en el Cuadro 2.2.

2.3.3.1. Sistemas de punto de uso con un tratamiento convencional con cloruro de hierro (III) como coagulante

Entre los dispositivos de punto de uso que emplean este sistema se encuentra el ALUFLOC, el cual emplea sulfato de aluminio o cloruro de hierro (III), arcillas e hipoclorito de sodio, los cuales se mezclan en un solo reactor de 20 L donde se produce la sedimentación y no incluye filtración (Castro de Esparza, 2010). Según Castro de Esparza (2010), los porcentajes de remoción en una prueba en Puno, Perú fueron de entre 85% y 99% y la concentración final de arsénico tuvo valores menores a los recomendados por la OMS; sin embargo, es importante señalar que esta prueba se realizó con sulfato de aluminio.



Figura 2.4. Uso del ALUFLOC en Puno, Perú
Fuente: Castro de Esparza (2010)

Según Jain & Singh (2012), los sistemas *Bucket Treatment Unit (BTU)* y *Fill and Draw Units* contemplan una etapa de sedimentación e incluyen una filtración posterior con un filtro de arena, a diferencia del ALUFLOC.

El *Bucket Treatment Unit (BTU)* consiste en dos tanques de 20 L, uno encima de otro, conectados por una tubería. En uno de estos se mezclan los reactivos (sulfato de aluminio o cloruro de hierro (III) y un oxidante), se realiza la coagulación, la floculación y la

sedimentación; el segundo tanque consiste en un filtro de arena al que fluye el agua a través de la tubería (Jain & Singh, 2012). Según Ahmed (2001) y Jain & Singh (2012), el *Bucket Treatment Unit (BTU)* demostró ser una tecnología efectiva si se opera de una forma adecuada; la mayoría de las concentraciones de arsénico después del tratamiento han sido menores a 20 µg/L, utilizando cloruro de hierro (III). Un ejemplo del sistema se encuentra en la Figura 2.5 y el punto 1 del Cuadro 2.2.

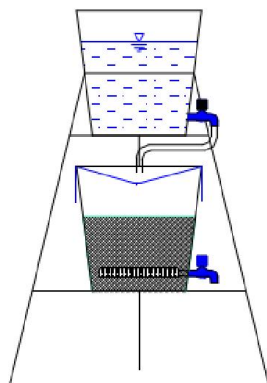


Figura 2.5. *Bucket Treatment Unit*
Fuente: Ali et al.(2001)

Existe otro sistema de punto de uso denominado *Stevens Institute Technology*. Este, según Ahmed (2001) y Jain & Singh (2012), utiliza dos recipientes, en uno se realiza la mezcla de los químicos, los cuales consisten en sulfato de hierro e hipoclorito de calcio, mientras que en el otro se dan los procesos de sedimentación y filtración (Figura 2.6). Se han alcanzado valores menores a 50 µg/L de arsénico, después del tratamiento en la mayoría de los casos (Ahmed, 2001; Jain & Singh, 2012).

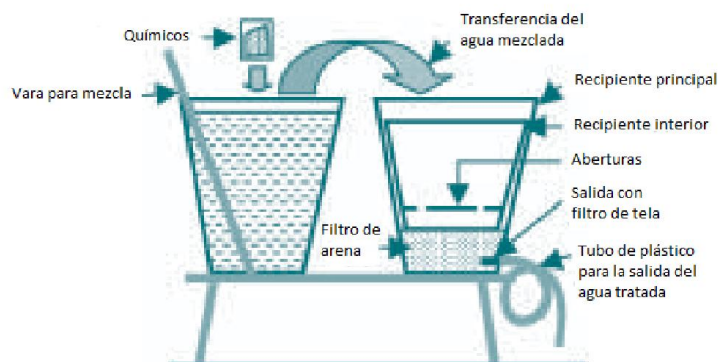


Figura 2.6. Stevens Institute Technology adaptado de Ahmed (2001)

Por último, Bordoloi, Nath, Gogoi, & Dutta (2013) desarrollaron un sistema eficiente, de bajo costo y de simple operación para zonas rurales; consiste en dos recipientes de plástico, en uno de estos se realiza la mezcla de los reactivos, los cuales son FeCl_3 (coagulante), KMnO_4 (oxidante) y NaHCO_3 (regulador de pH), posteriormente se deja sedimentar por 2 horas y el agua pasa a un filtro de arena en el segundo envase (Figura 2.7). Los detalles del sistema se mencionan en el Cuadro 2.2.



Figura 2.7. Sistema de punto de uso desarrollado por Bordoloi, Nath, Gogoi, & Duttaa adaptado de Bordoloi, Nath, Gogoi, & Dutta (2013)

Cuadro 2.2. Resumen de tratamientos para la remoción de arsénico por coagulación/floculación con cloruro de hierro (III) como coagulante

	Tipo de sistema	Concentración inicial de As (µg/L)	Tipo de agua	Dosis de FeCl ₃ (mg/L)	Dosis de floculante	Tratamiento convencional o filtración directa	Características del filtro	Eficiencia	Referencia
1	Punto de uso	500-1000	Agua subterránea	20	0	Convencional (tasa de filtración de 1 a 2 L/min)	Filtro de arena de 20 cm	La concentración final de arsénico en el agua tratada, en su mayoría, fue menor a 20 µg/L	Ali et al., 2001
2	Nivel de laboratorio	50 de As(V)	Agua de grifo con adición de arsénico	30-45	Polímero catiónico, aniónico y no iónico en dosis de 0,25-2,5 mg/L	Convencional	-	70-78% de remoción	BİLİCİ Başkan et al., 2010
3	Punto de uso	196-212	Agua de tubo, contiene menos 1 mg/L de Fe (KMnO ₄ como oxidante)	25	0	Convencional	Filtro de arena	5 µg/L de arsénico después del tratamiento	Bordoloi, Nath, Gogoi, & Dutta, 2013
		100-240	Agua de tubo, contiene 2-20 mg/L de Fe (KMnO ₄ como oxidante)	-	0			Máxima remoción 8 µg/L de arsénico final	
4	Nivel de laboratorio	20	Agua superficial y agua proveniente de una planta	10, 20 y 30	Polímero catiónico 1-4 mg/L	Filtración directa	Filtro de arena	91-95% de remoción	Cheng et al., 1994

Continuación de Cuadro 2.

	Tipo de sistema	Concentración inicial de As (µg/L)	Tipo de agua	Dosis de FeCl ₃ (mg/L)	Dosis de floculante	Tratamiento convencional o filtración directa	Características del filtro	Eficiencia	Referencia
5	Nivel de laboratorio	50 As(III) 10-250 As(V)	Agua artificial	2-40	0	Convencional	-	80-100% de remoción (en la mayoría de los casos)	Fernández, 2002
6	Piloto	42	Agua artificial	7	0	Filtración directa (sin floculación) Tasa de filtración 6 m/h	Altura del lecho: 1 m (antracita: 0,6 m, tamaño efectivo 1,5-2,5 mm; arena; 0,4 m, tamaño efectivo: 0,7-1,2 mm)	Mayores a 90% de remoción	
7	Nivel de laboratorio	2-100 As(III) y As(V)	Agua artificial	0,49-24,3	0	Convencional	-	Muy variable, debido a que se estudió la presencia de otros componentes en la matriz	Hering et al., 1996
8	Planta piloto	440	Agua natural superficial	3-9	0	Convencional (tasa de filtración 7,56 m/h)	Filtro por gravedad de arena y antracita	Variable, no obstante, se afirma que variando el pH y la dosis de FeCl ₃ se puede cumplir con una concentración menor a 10 µg/L	Karcher, Cdceres, Jekel, Or-Ing, & Contreras, 1999
9	Nivel de laboratorio	50	Agua artificial NSF	0-35	0	Convencional	-	Variable	Lakshmanan et al., 2008

Continuación de Cuadro 2.

	Tipo de sistema	Concentración inicial de As (µg/L)	Tipo de agua	Dosis de FeCl ₃ (mg/L)	Dosis de floculante	Tratamiento convencional o filtración directa	Características del filtro	Eficiencia	Referencia
10	Nivel de laboratorio	50-60	Agua artificial	2-9	0	Convencional	-	Variable, debido a que se estudió la presencia de otros componentes en la matriz	Laky & Licskó, 2011
11	Sistema de punto de uso	87-313	Agua subterránea	2 g de Fe (III) y sales de hipoclorito combinados	0	Filtración directa (tasa de filtración 1,5 L/min)	Altura del lecho filtrante de arena: 7,62 cm	Arsénico en el agua tratada de entre 1,9-21,8 µg/L con un uso, mientras que durante 35 días, varió entre 0,7 µg/L y 45 µg/L	Meng et al., 2001
12	Nivel de laboratorio	2360	Agua artificial	14	0	Convencional	-	Variable	Qiao et al., 2012
13	Piloto	70	Agua subterránea	4 (dosis óptima)	0	Filtración directa (tasa de filtración 6,25 m/h)	Filtro de arena y antracita: Arena cuarcítica: 0,25 m, tamaño efectivo: 0,5 mm, CU 1,65 Antracita: 0,45 m, tamaño efectivo 1 mm, CU 1,68 Grava	Concentración de arsénico final igual o menor a 30 µg/L	Ruiz, Pérez, & Sancha, 1992
14	Piloto	100-1000	Agua de grifo con arsénico	6-58	Polielectrolit o aniónico 0,5-5 mg/L Polielectrolit o catiónico 0,5-3 mg/L	Filtración directa (mejor tasa de filtración 5,5 m/h)	Filtro de arena: 1era capa: 35 cm de largo, tamaño efectivo 0-2,5 mm y 2da capa : 15 cm de largo, tamaño efectivo 4-8 mm	Variable, se alcanzó un 99% de remoción con la concentración más baja de arsénico inicial	Zouboulis & Katsoyiannis, 2002

2.3.4. Filtración directa para remoción de arsénico con cloruro de hierro (III) como coagulante

El segundo sistema de tratamiento por coagulación/floculación corresponde a la filtración directa, de igual forma a la sección anterior solo se abarcan las etapas posteriores a la coagulación/floculación.

La filtración directa, debido a los menores tiempos de floculación y la ausencia de un sedimentador, representa una disminución en los costos de un tratamiento, esto en el caso de una planta de tratamiento (Tobiason et al., 2011). Además, este tipo de tratamiento se diferencia del convencional, en que posee menores tasas de filtración (Crittenden et al., 2012).

Crittenden et al. (2012), recomienda que la filtración directa sea empleada en aguas con una baja turbiedad, menor o igual a 15 UNT, un color menor o igual a 20 UC y una concentración menor a 4 mg/L de carbono orgánico total. Los mismos autores indican que en este caso, se busca la formación de un flóculo pequeño, ya que fácilmente puede colmatar el filtro. Es preferible que al agua floculada en una filtración directa se le aplique una filtración rápida de profundidad, con el objetivo de obtener carreras más largas (Di Bernardo, 2003b).

Otros autores afirman que el agua cruda ideal para la filtración directa debe tener una turbiedad y un color verdadero menor a 10 UNT y a 10 UC, respectivamente, el 90% del tiempo (Arboleda, 2000).

También, es importante señalar que la filtración directa es apropiada cuando la concentración de hierro presente en el agua es menor a 10 mg/L, sino se recomienda un tratamiento convencional (Arasmith Consulting Resources & Alaska Department of Environmental Conservation, 2009).

Las tasas de filtración se encuentran entre los 2,44 y 12,22 m/h (Arasmith Consulting Resources & Alaska Department of Environmental Conservation, 2009). Mientras que Di Bernardo (2003b), propone unas tasas más altas entre 5 m/h y 25 m/h para filtración directa descendente.

Los estudios consultados, están dentro de dicho rango, y corresponden a 5,5, 6 y 6,25 m/h (Cuadro 2.2); coincidiendo con la tasa de 6,25 m/h empleada en las plantas en Chile (Sancha, 2006).

En cuanto a las características del medio filtrante, en el caso de un solo medio de arena, Di Bernardo (2003b), recomienda un diámetro efectivo de entre 1,0 a 1,3 mm, con un coeficiente de uniformidad menor o igual a 1,2 y un tamaño de lecho de entre 1 y 1,5 m. Por otro lado, Arasmith Consulting Resources & Alaska Department of Environmental Conservation (2009), menciona que estos filtros emplean un tamaño efectivo de arena de 0,5 mm. En otros estudios, esto es muy variable puesto se utilizan tamaños efectivos de arena desde 0,5 hasta 8 mm; también se utiliza antracita en algunos casos (Cuadro 2.2).

Como se mencionó anteriormente, la filtración directa no se aplica muy frecuentemente, probablemente debido a las características que debe poseer el agua cruda. Sin embargo, al igual que el tratamiento convencional se puede aplicar tanto a gran escala como en punto de uso y las dosis de cloruro de hierro (III) son variables. En este caso, existe la posibilidad de no aplicar la floculación. En cuanto al uso de floculante, no es muy frecuente; no obstante, se han alcanzado remociones de hasta el 99% con el uso de estos. Sin el uso de ayudantes de floculación, el sistema también posee una buena eficiencia pero con porcentajes un poco menores. Estas observaciones se encuentran en el Cuadro 2.2.

2.3.4.1. Sistemas de punto de uso con filtración directa con cloruro de hierro (III) como coagulante

Meng et al., (2001) probaron un sistema de punto de uso, que emplea la filtración directa para la remoción de arsénico, se mezclaban el coagulante con el oxidante en un recipiente de 20 L y posterior a la mezcla, inmediatamente el agua pasaba por un filtro de arena. El estudio se realizó en un periodo de 35 días, durante los cuales la concentración de arsénico en el efluente varió entre 0,7 µg/L y 45 µg/L; las concentraciones más altas fueron probablemente causadas por un mal lavado de la arena del filtro. También es importante señalar, la tasa de filtración, la cual fue de 1,5 L/min en el primer uso y tras 10 usos, disminuyó a 0,4 L/min (Cuadro 2.2).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar las condiciones óptimas de coagulación y floculación, se realizaron pruebas de jarras en un aparato de jarras convencional y para definir el tratamiento más adecuado entre uno convencional y la filtración directa, el mismo aparato con filtros de arena acoplados. Posteriormente, estas condiciones y el tratamiento se emplearon para la remoción de arsénico con el prototipo construido con el agua utilizada en las pruebas de jarras y con agua proveniente de la zona del Pacífico norte del país, específicamente la naciente de Bagaces. Adicionalmente, para caracterizar la arena se realizaron análisis de gravedad específica, la porosidad, solubilidad en ácido clorhídrico y granulometría. Otros procedimientos como la preparación de las disoluciones, la preservación de las muestras y el método de análisis de arsénico también se detallan en esta sección.

Este proyecto se desarrolló en el Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA), Centro de Investigación en Vivienda y Construcción (CIVCO) y Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) de la sede central del Instituto Tecnológico de Costa Rica ubicada en Cartago.

3.1. DETERMINACIÓN DE LAS CONDICIONES ÓPTIMAS DE COAGULACIÓN/FLOCULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO CON CLORURO DE HIERRO (III) COMO COAGULANTE PARA UN SISTEMA DE USO DOMÉSTICO

Estos ensayos se realizaron en un aparato de prueba de jarras *Phipps & Bird* PB-700 con 6 jarras (Figura 3.1), conteniendo un litro de agua sintética de la *National Science Foundation* (Amy et al., 2005), descrita en la sección 3.5.5. Mediante las pruebas se definió el pH óptimo, las dosis óptimas de coagulante, floculante y con su tiempo óptimo de floculación; además se determinó el tiempo de sedimentación de los flóculos.

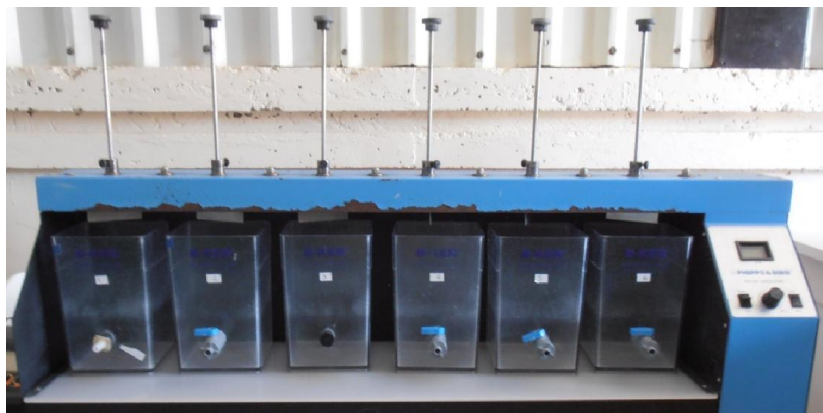


Figura 3.1. Aparato de jarras convencional utilizado en los ensayos de remoción de arsénico

En cuanto a la determinación de las dosis óptimas, el tiempo de coagulación empleado correspondió a 1 min a 150 rpm y la floculación, 10 min a 20 rpm; el tiempo de floculación fue variado en una de las pruebas, situación que se detalla más adelante. Posteriormente, las muestras son filtradas con un filtro Whatman No. 40. Es importante señalar que la condición óptima se escoge de acuerdo a cual presenta el mayor porcentaje de remoción, aún cuando la concentración obtenida no sea menor a 10 $\mu\text{g/L}$, ya que esta situación solo se busca al concluir todas las pruebas de jarras, es decir, cuando se hayan determinado todas las condiciones óptimas.

Para mejorar la eficiencia de remoción se emplearon floculantes, uno natural y otro sintético con el objetivo de comparar su funcionamiento. Se utilizó como floculante natural, una disolución de mozote (*Triumfetta semitriloba*) y un floculante sintético comercial FK-930-S (polímero de cloruro de polidialil-dimetilamonio) utilizado en planta del AyA en Cartago.

Todas las pruebas realizadas tuvieron una concentración de arsénico pentavalente de 0,2 mg/L (200 $\mu\text{g/L}$) debido a que este es un valor cercano a uno de los más altos encontrado en la zona afectada de 0,187 mg/L (187 $\mu\text{g/L}$) (Astorga, 2013).

3.1.1. Optimización de pH

Para la determinación del pH óptimo de cada uno de los floculantes, se mantuvo una dosis constante de 10 mg/L de cloruro de hierro (III) y una dosis de floculante catiónico de 1 mg/L, para el primer caso y una dosis de mozote de 300 mg/L, para el segundo caso. El pH se varió antes de la adición del coagulante, en intervalos de 0,5 unidades de pH, entre los

valores 6,0 y 8,5. Posteriormente, con los resultados obtenidos, el rango de pH se redujo a 6,00 y 7,25 con variaciones de 0,25 unidades de pH.

3.1.2. Dosis óptima de coagulante

Una vez obtenido el pH óptimo, se procedió a realizar la prueba de jarras para determinar la cantidad óptima de coagulante para este valor de pH. La dosis de cloruro de hierro (III) se varió entre 8 y 18 mg/L, en incrementos de 2 mg/L. Las dosis de polímero catiónico y mozote se mantuvieron constantes en 1 mg/L y en 300 mg/L, respectivamente.

3.1.3. Dosis óptima de floculante

Con el pH y la dosis de coagulante obtenidos en los pasos anteriores, se procedió a variar las dosis de polímero entre 0,75 y 2 mg/L, en intervalos de 0,25 mg/L y las de mozote entre 250 y 450 mg/L, en incrementos de 50 mg/L.

3.1.4. Tiempo óptimo de floculación

Se realizó una prueba para identificar el tiempo óptimo de floculación. Con las condiciones óptimas obtenidas anteriormente (pH, dosis de FeCl_3 , floculante sintético y natural). Para ambos floculantes, se variaron los tiempos en 1, 2, 4, 6, 8 y 10 minutos.

3.1.5. Tiempo de sedimentación

Para determinar el tiempo de sedimentación de los flóculos en el caso de utilizar un tratamiento convencional, se realizaron pruebas con las condiciones óptimas (pH, dosis de FeCl_3 , floculante sintético y natural y tiempo de floculación) tanto para el polímero como para el mozote y se midió la turbiedad a la altura del tubo de salida del agua en la jarra durante 100 minutos. Con el objetivo de comparar resultados, también, se llevó a cabo una prueba igual pero sin el uso de floculantes. Es importante señalar que en esta prueba no se realizaron análisis de arsénico, debido a que solo es necesario determinar la turbiedad como medida indirecta de la presencia de flóculos de hidróxido de hierro (III).

3.2. COMPARACIÓN ENTRE EL TRATAMIENTO CONVENCIONAL Y LA FILTRACIÓN DIRECTA PARA LA REMOCIÓN ARSÉNICO EN UN SISTEMA DE USO DOMÉSTICO

Se comparó entre un tratamiento convencional y una filtración directa mediante el uso de un aparato de jarras con unos pequeños filtros de arena (Figura 3.2) con las condiciones

óptimas obtenidas en la primera fase y con carga hidráulica constante. En la segunda etapa, se utilizaron unos filtros de arena acoplados al aparato de jarras para comparar entre un tratamiento convencional y una filtración directa.

El tiempo de sedimentación utilizado fue el determinado en el paso anterior, en el caso de que fuera requerido. Se emplearon filtros de iguales dimensiones construidos con tubos de PVC, similares al descrito por Mondardo (2009). Para el tratamiento convencional se utilizó solo arena de tamaño efectivo de 0,5 mm, mientras que en el caso de la filtración directa, se emplearon dos tipos de arena con tamaño efectivo de: 0,5 mm y 1 mm. Las características de estos filtros se muestran en el Cuadro 3.1.



Figura 3.2. Aparato de jarras modificado con filtros de arena utilizado en los ensayos de remoción de arsénico

Cuadro 3.1. Características de los filtros usados en el aparato de jarras

Altura	0,255 m
Diámetro	0,025 m
Lecho filtrante	0,15 m
Tasa de filtración	100 m/d

Fuente: Mondardo (2009)

Adicionalmente, en estas pruebas se aplicó un comparador visual del *Water Research Institute* en Inglaterra, el cual aproxima el tamaño de los flóculos (Arboleda, 2000). Este se utilizó para determinar el tamaño de los flóculos producidos por el polímero y el mozote durante la prueba.

3.3. CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DEL PROTOTIPO DE USO DOMÉSTICO PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

El prototipo de remoción de arsénico se observa en la Figura 3.3, este cuenta con un tanque para la coagulación/floculación (tanque para mezcla), que se encuentra en la parte superior. Existe una conexión entre los dos tanques, por lo que si se abre la llave del primer tanque, el agua pasa a través de la tubería por gravedad al segundo tanque inferior donde se ubica el filtro, en este se encuentra un difusor que distribuye el agua en la superficie del medio filtrante. Finalmente, otra llave se ubica en la parte inferior del filtro para la salida del agua. Es importante señalar que el sistema es desarmable para facilitar su mantenimiento.

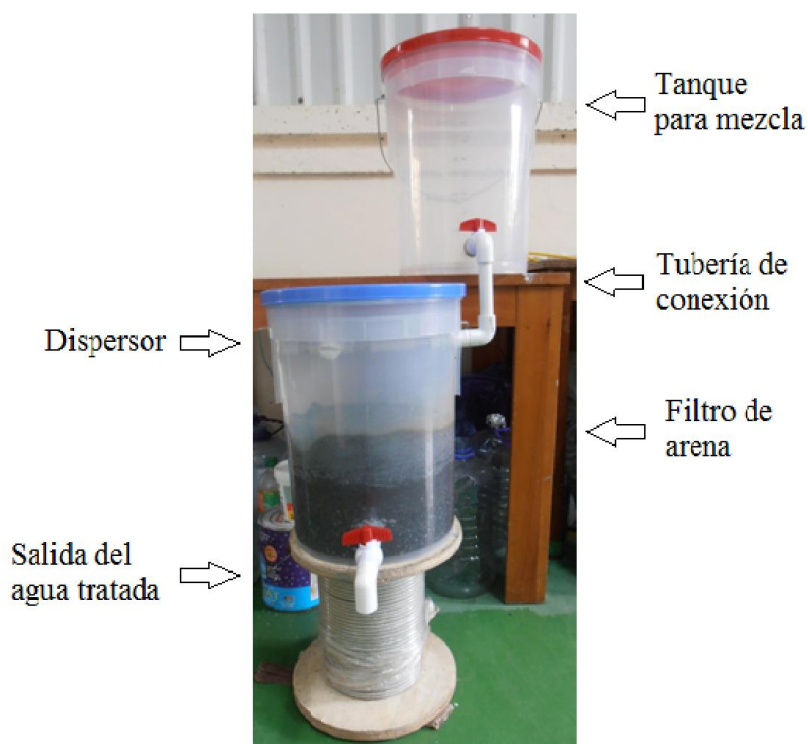


Figura 3.3. Prototipo de remoción de arsénico por coagulación/floculación

3.3.1. Materiales utilizados

Se emplearon los siguientes materiales:

- Tanque de coagulación/floculación
 - Tanque de 20 L
 - Tubería de PVC de 0,0127 m
 - Llave de bola de 0,0127 m

- Accesorios de PVC de 0,0127 m (1 unión hembra y macho)
- Molinillo de madera
- Unión entre tanque y filtro
 - Tubería de PVC de 0,0127 m
 - 2 codos de PVC de 0,0127 m
- Filtro
 - Tanque de 20 L
 - Tubería de PVC de 0,0127 m
 - Llave de bola de 0,0127 m
 - Accesorios de PVC de 0,0127 m (2 uniones hembra y macho, dos tees, tapones, 1 codo)
 - Arena 2 mm, 1 mm y 0,5 mm
 - Malla verde de polietileno

3.3.2. Caracterización y limpieza de la arena

3.3.2.1. Pruebas previas a la arena

Se le realizaron una serie de pruebas previas las muestras de la arena a utilizada en el filtro para detectar el grado de impurezas en la misma.

La primera prueba es la colorimetría, la cual se llevó a cabo según la norma C40/C40M-11 de la American Society for Testing and Materials: “Standard Test Method for Organic Impurities in Fine Aggregates for Concrete”. La prueba consiste en una determinación aproximada del contenido de materia orgánica en la arena. Esta se dejó en una solución de hidróxido de sodio durante 24 horas y luego el color de la misma se comparó con el color de la escala de Gardner para determinar el grado de contaminación.

Otra prueba realizada fue el equivalente de arena. Se aplicó la norma D2419-09 de la American Society for Testing and Materials: “Standard Test Method for Sand Equivalent of Soils and Fine Aggregate”. La prueba tiene como resultado la proporción de arcilla como contaminante en la arena. Se realizó la prueba por duplicado a las 3 muestras de arena.

3.3.2.2. Gravedad específica

Según Arboleda (2000), se muestra el procedimiento empleado para determinar la gravedad específica de la arena. Primero, es necesario secar la muestra durante 24 horas a 103 °C, posteriormente, se pesan 150 g de la misma. Se coloca en un beaker de 400 mL al cual se añaden 100 mL de agua y se hierve durante 5 minutos. En un erlenmeyer de 250 mL previamente pesado se introduce la muestra una vez fría. Se completa el volumen de 250 mL con agua destilada y luego se pesa. La ecuación para calcular la gravedad específica es la siguiente.

$$\text{Gravedad específica} = \frac{A}{B + C - D}$$

A = Peso de la muestra de arena seca

B = Volumen del erlenmyer × densidad del agua

C = Peso de la muestra

D = Peso de muestra + agua

3.3.2.3. Porosidad

Para calcular la porosidad se requiere saber el valor de la gravedad específica del material y conocer el volumen de arena, así como la masa en dicho volumen, es decir, la densidad; tal y como lo indica Hendricks (2006). La fórmula de cálculo se toma de la fuente mencionada y es la siguiente:

$$\text{Porosidad} = 1 - \frac{\text{Masa de la muestra}}{\text{Gravedad específica} \times \text{densidad del agua} \times \text{volumen de muestra}}$$

3.3.2.4. Solubilidad en ácido clorhídrico

Se siguió el procedimiento establecido por Arboleda (2000). Primero se lavaron 10 g de arena con agua destilada; posteriormente, se colocaron en el horno durante 24 horas para desecar la muestra. La muestra seca fue pesada y luego se sumergió en ácido clorhídrico acuoso al 40% v/v durante 24 horas. Finalmente se lavó con agua destilada y se pesó. Estos dos últimos pesos son los que se utilizan en la fórmula que se muestra a continuación.

$$\text{Porcentaje de solubilidad en HCl} = \frac{\text{Pérdida de peso de la muestra}}{\text{Peso original}} \times 100$$

3.3.2.5. Granulometría

Como primer paso, se procedió a eliminar los granos más finos menores a $300\ \mu\text{m}$, ya que estos impiden el paso adecuado del agua (Arboleda, 2000), por lo que esta porción de la arena no se utilizará en el filtro. Se tomó una muestra de aproximadamente 500 g para realizar la granulometría y se mantuvo en el horno durante 24 horas para determinar el peso seco de la misma. Transcurrido este tiempo, se tamizó con el agitador mecánico (Figura 3.4) durante 10 minutos y luego por medio de un tamizado manual. Los tamices utilizados fueron la malla No. 10, 12, 16, 20, 30, 40 y 50. El material retenido en cada tamiz fue pesado y se realizó un análisis granulométrico según la norma D 422-63 de la American Society for Testing and Materials: “Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils” para el material más fino que pasa el tamiz número 10. Finalmente, se construyó la curva para determinar el tamaño efectivo, el D60 y el coeficiente de uniformidad.



Figura 3.4. Agitador mecánico

3.3.2.6. Limpieza de la arena

Se eliminaron los granos finos menores a $300\ \mu\text{m}$, ya que como se mencionó anteriormente estos se excluyen de la arena a utilizar en el filtro. Posteriormente, la arena fue lavada con agua del grifo hasta que el agua procedente del medio filtrante posea una turbiedad menor a 10 UNT. Finalmente, se coloca en un horno a $103\ ^\circ\text{C}$ aproximadamente para desecarla antes de ser utilizada en los filtros.

3.3.3. Confección del prototipo

Para la confección del prototipo, se utilizó un tanque para la coagulación/floculación y otro con arena para la filtración. A cada uno se le colocó los accesorios necesarios para colocar una llave de bola de salida en ambos. El primer tanque se muestra en la Figura 3.5. Para realizar la coagulación y floculación se utilizó un molinillo de madera (Figura 3.6).



Figura 3.5. Tanque de coagulación/floculación del prototipo de remoción de arsénico



Figura 3.6. Molinillo de madera

Para el caso del tanque del filtro, se confeccionó un dispersor con tubos de PVC a los cuales se les realizó dos agujeros cada 2 cm a ambos lados en la parte abajo con un ángulo de inclinación de 45° con respecto a la vertical (Figura 3.7).



Figura 3.7. Dispensor de agua para el filtro

El tanque para el filtro se muestra en la Figura 3.8. A este se le colocó tubería para realizar la conexión con el primer tanque. El tubo de entrada al filtro se colocó a un lado del mismo y dentro del tanque se juntó con el dispensador. Se le colocó una malla verde en el tubo de salida para evitar que la arena saliera por el mismo (Figura 3.9).



Figura 3.8. Tanque para el filtro del prototipo de remoción de arsénico

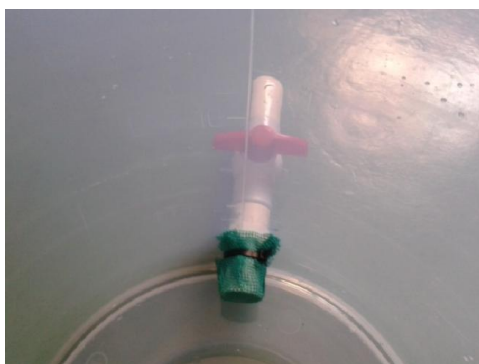


Figura 3.9. Salida de agua del filtro

Para escoger las alturas de la arena, se realizó una prueba con una botella de plástico, simulando el filtro a pequeña escala, con el objetivo de determinar si las arenas de soporte retenían adecuadamente la arena de 0,5 mm y si la malla permitía un flujo de agua de salida apropiado. En cuanto a la colocación del medio filtrante, se agregó agua cada vez que se añadía una capa de arena, de forma que no quedaran burbujas de aire. El filtro se muestra en la Figura 3.10. Las capas del medio filtrante fueron las siguientes (orden superior a inferior):

- 10 cm de arena de 0,5 mm

Soporte:

- 2,5 cm de arena de 1 mm
- 6 cm de arena de 2 mm



Figura 3.10. Filtro del prototipo de remoción de arsénico

3.4. PRUEBAS AL PROTOTIPO PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE USO DOMÉSTICO

Después de la confección del prototipo se le realizaron 4 pruebas con 15 L del agua *National Science Foundation* (NSF) y con las condiciones óptimas encontradas de pH, cloruro de hierro (III), mozote, tiempo de floculación y de sedimentación. Antes de realizar los experimentos, se midió la tasa de entrada del agua al filtro para determinar que esta

fuera adecuada. Al finalizar el tratamiento, se midieron la turbiedad, el hierro total y el color. También, se midió el caudal de salida del filtro.

Adicionalmente, se utilizó agua proporcionada por el AyA proveniente de la zona del Pacífico norte del país de la naciente de Bagaces Caja #1, muestreada el 23 de junio del 2014 a las 11:50 con un pH de 6 y una temperatura de 21,6 °C. Esto con el fin de probar la eficiencia del prototipo con agua de la zona. La concentración de arsénico de la misma, según el análisis físico-químico, fue de 10 ± 1 µg/L (Anexo 1). Igualmente, se le aplicaron las condiciones óptimas encontradas con el agua NSF.

3.4.1. Residuos del tratamiento

Debido a que no se realizó una prueba TCLP al residuo del tratamiento para identificar si representa un peligro para el ambiente, se determinó la cantidad de residuo producido y la cantidad de arsénico en el mismo, mediante un balance de masas, asumiendo que todo el hierro metálico proveniente del cloruro de hierro (III) se transforma en hidróxido de hierro (III). De esta forma se realizó un análisis general del residuo.

3.5. PREPARACIÓN DE DISOLUCIONES

3.5.1. Disolución madre de arsénico

Se utilizó una disolución madre de 280 mg/L, preparada a partir de un reactivo de una disolución de 1000 mg/L, 2% HNO₃, marca Perkin Elmer, preparada a partir de arseniato de plata.

3.5.2. Disolución de cloruro de hierro (III)

La disolución madre de cloruro de hierro (III) se preparó con cloruro de hierro (III) anhidro, marca Merck-Schuchardt 99 % de pureza, con agua ultrapura a una concentración de 2500 mg/L.

3.5.3. Disolución del polímero

El polímero catiónico utilizado corresponde a KF-930-S cloruro de polidialil-dimetilamonio utilizado en la planta de tratamiento de agua potable de Cartago operada por el AyA, de ahora en adelante se hará referencia a este únicamente como polímero catiónico. Para las pruebas correspondientes, se preparó una disolución madre de 0,1% v/v a partir del polímero catiónico 100% puro.

3.5.4. Disolución de mozote

Esta se preparó a partir de 20 g de mozote (*Triumfetta semitriloba*) cortado en trozos de entre 2 y 3 cm, en 100 mL de agua. La disolución se agitó durante 30 min para posteriormente refrigerarse un día previo a su utilización. Para los ensayos, la disolución fue filtrada con un filtro comercial de café, hecho de tela, obteniéndose una disolución de 200 000 mg/L.

3.5.5. Preparación de agua sintética

El agua modelo utilizada para las pruebas de jarras en el laboratorio corresponde a un agua desafío NSF. Esta se preparó utilizando sales de hierro: NaHCO_3 , CaCl_2 , NaF , $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, NaNO_3 , Na_2SO_4 , $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ disueltas en agua ultrapura. La marca de estos reactivos y su pureza se encuentran en el Cuadro 3.3. La composición del agua NSF se presenta en el Cuadro 3.2. El agua se preparaba el mismo día de las pruebas, y en caso de que esto no se pudiera, el tiempo previo de preparación no superó la semana. Es importante señalar que según Lakshmanan et al. (2008) y Lakshmanan (2007), esta agua es estable por al menos una semana.

El agua ultrapura utilizada corresponde al tipo 1 de la norma D 1193-99 de la American Society for Testing and Materials: “Standard Specification for Reagent Water”.

Cuadro 3.2. Características del agua NSF

Parámetro	Concentración mg/L
Sodio	74
Calcio	40
Magnesio	13
Alcalinidad (CaCO_3)	150
Cloruros	71
Fluoruros	1
Sulfatos	48
Nitratos (N)	2
Fosfato (P)	0,12
Sílice (SiO_2)	20

Fuente: Amy et al. (2005)

Cuadro 3.3. Marca y pureza de los reactivos utilizados para la preparación del agua NSF

Reactivo	Marca	Pureza
NaHCO ₃	Riedel-detlaën	99-100,5%
CaCl ₂	J.T. Baker	Puro
NaF	Hopkin & Williams	97%
MgCl ₂ .6H ₂ O	Merck	99%
NaNO ₃	Esfarquima, S.A.	Químicamente puro
Na ₂ SO ₄	Fisher Scientific	110,2 %
Na ₃ PO ₄ .12H ₂ O	J.T. Baker	98,1%
Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O	J.T. Baker	90-100%

3.6. METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE ARSÉNICO

3.6.1. Método de análisis de arsénico

Para la medición de arsénico en agua, se utilizó un método basado en el estándar 3114 b de espectrofotometría de absorción atómica (AA) por generación de hidruros (Clesceri, Greenberg, & Eaton, 1999). Este método consiste en la generación de hidruros, en el caso del arsénico: AsH₃ (arsina) por reacción con el borohidruro de sodio y una mezcla reductora (mezcla 1:1 de disoluciones acuosas de ácido ascórbico al 5% m/v e ioduro de potasio 5% m/v), estos se analizan en el espectrofotómetro donde se convierten en átomos en su fase gaseosa (Armienta, Castro de Esparza, López, Piñeiro, & Sassone, 2009). El límite de detección es de 0,03 µg/L y el de cuantificación es de 0,1 µg/L. Estos se calcularon según lo que indican Miller & Miller (2002). Por otro lado, la incertidumbre de 1 µg/L, se calculó según la fórmula de Rivas & Fernández (2006). Los detalles de estos cálculos se encuentran en el Apéndice 7.

El espectrofotómetro utilizado es marca Perkin Elmer AAnalyst 800 (Figura 3.11).



Figura 3.11. Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 800

3.6.2. Procedimiento de lavado de botellas para muestras

Las botellas para preservar las muestras fueron de vidrio de color ámbar de 125 mL, el procedimiento de lavado de los mismos se detalla a continuación:

1. Tres enjuagues con agua ultra pura (misma agua utilizada para la preparación del agua NSF)
2. Un enjuague con ácido nítrico al 50%
3. Finalmente, un enjuague con agua ultra pura

3.6.3. Preservación de las muestras

La preservación de las muestras se realizó mediante la adición de dos gotas de ácido nítrico al 50% y se mantuvieron en refrigeración (4°C).

3.7. PROCEDIMIENTO DE MEDICIÓN DE TURBIEDAD, COLOR Y HIERRO TOTAL

Estos tres parámetros se midieron con el colorímetro *Smart 2 Colorimeter*, marca *LaMotte*. Para el color el aparato emplea el método de platino cobalto (rango de 0-1000 mg/LU-Pt-Co y el límite de detección del método de 20 mg/L U-Pt-Co) y para la turbiedad, el método de absorción y (rango de 0,0-30,0 UNT y el límite de detección del método de 3 UNT). En el caso del hierro total, se utilizó el método 1,10-fenantrolina, código 3668-SC. Para este se utiliza un indicador de ácido fenantrolina y un agente reductor de hierro de la misma marca del colorímetro. El rango es de 0,00 a 5,00 mg/L de hierro y el límite de detección del método es de 0,06 mg/L.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se muestran y se discuten los resultados obtenidos, empezando por las condiciones óptimas para la remoción del arsénico por coagulación/floculación, con cloruro de hierro (III) (pH, dosis de FeCl_3 , dosis de polímero catiónico y mozote, tiempo de floculación y sedimentación de los flóculos) y la comparación entre un tratamiento convencional y una filtración directa. Las condiciones definidas y el tipo de tratamiento escogido son posteriormente aplicadas al prototipo. Este fue evaluado tanto con el agua NSF como con agua de la zona del Pacífico norte del país de nacimiento de Bagaces.

4.1. CONDICIONES ÓPTIMAS DE COAGULACIÓN/FLOCULACIÓN PARA UN SISTEMA DE USO DOMÉSTICO

Para el diseño de un sistema de tratamiento por coagulación/floculación, sedimentación y filtración es importante conocer las condiciones óptimas para la remoción de arsénico pentavalente, utilizando cloruro de hierro (III) como coagulante y un floculante sintético o natural. No se utilizó el arsénico trivalente, ya que se asumió que este se puede oxidar antes del tratamiento a arsénico pentavalente como se menciona en la sección 2.3.1. Se empleó agua NSF para estos ensayos, ya que este tipo de agua ha sido utilizada para realizar estudios de remoción de arsénico por adsorción en materiales a base de óxido de hierro (Amy et al., 2005) y coagulación (Lakshmanan et al., 2008; Lakshmanan, 2007).

El primer paso para encontrar las condiciones óptimas de tratamiento fue identificar el pH, y posteriormente, la dosis óptima tanto de coagulante como de floculante y el tiempo de floculación y de sedimentación.

4.1.1. Valor de pH óptimo

Esta condición influye mucho en la coagulación ya que como se mencionó anteriormente, el hidróxido de hierro, responsable de atrapar el arsénico, predomina en un rango de pH de 5,5 a 8,0 (Figura 2.2). Los valores de pH que se probaron en esta prueba, se escogen por ser más cercanos al pH neutro del agua y por encontrarse dentro del rango antes mencionado.

El efecto del pH en la remoción se ilustra en la Figura 4.1 y Figura 4.2 (Datos en Apéndice 1); tanto para el polímero catiónico como para el mozote, conforme aumenta el pH se evidenció una disminución en el porcentaje de remoción de arsénico. Por lo tanto, la

concentración de arsénico después del tratamiento, aumentó su valor conforme lo hizo el pH del agua, en un rango de 6,00 a 7,25. Esto es consistente con lo planteado por Lakshmanan, Clifford, & Samanta (2008). Sin embargo, otros estudios plantean que a un pH menor a 8, el porcentaje de remoción varía muy poco (Hering et al., 1996, 1997).

Según Qiao et al., (2012), la remoción del arsénico pentavalente se ve favorecida en un rango de pH de 5 a 6, situación que concuerda con lo que se observó en las pruebas realizadas, ya que el pH 6 es el que presentó la mejor remoción (Figura 4.1 y Figura 4.2).

A pH 6, para ambos flocculantes, se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción. En el caso del polímero catiónico este correspondió a un valor de arsénico de 5 µg/L (97% de remoción); mientras que el mozote a 16 µg/L (91% de remoción), razón por la cual, el pH 6 fue considerado el pH óptimo. Dichos resultados de mayor eficiencia coinciden con la predominancia del hidróxido de hierro a este pH en el agua (Figura 2.2).

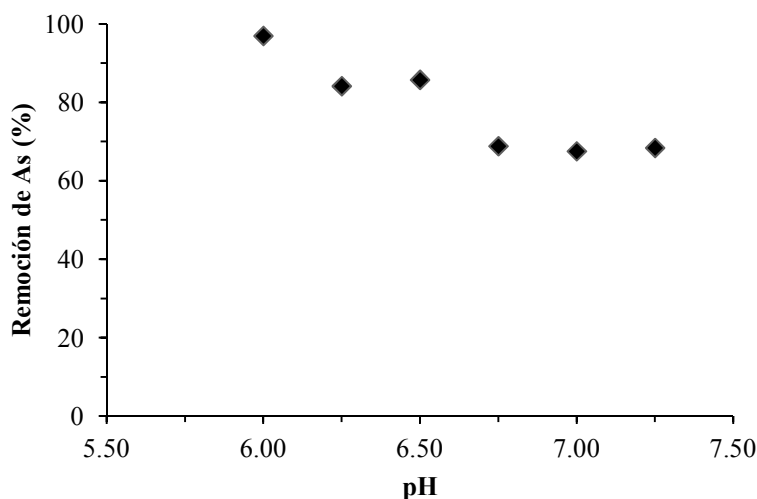


Figura 4.1. Remoción de arsénico a diferentes valores de pH (Condiciones: 10 mg/L de FeCl_3 ; 1 mg/L de polímero catiónico; 200 µg/L As (V))

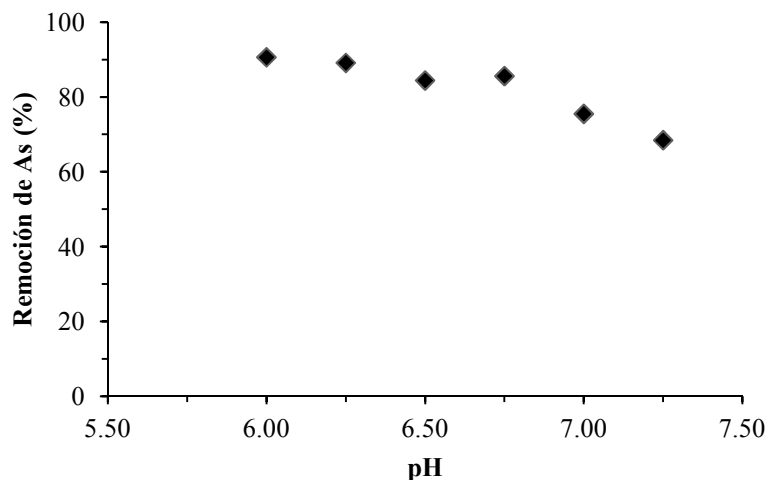


Figura 4.2. Remoción de arsénico a diferentes valores de pH (Condiciones: 10 mg/L de FeCl_3 ; 300 mg/L de mozote; 200 $\mu\text{g/L}$ As (V))

4.1.2. Dosis óptima de cloruro de hierro (III)

Como se mencionó anteriormente el coagulante que se utilizó es el cloruro de hierro (III). La dosis que se le aplica al agua es de suma importancia puesto que de esta depende la remoción de arsénico en el caso de un sistema de coagulación/floculación. Para esta prueba se empleó el pH óptimo encontrado.

El porcentaje de remoción fue mayor, conforme aumentó la dosis de coagulante, tanto para el polímero como para el mozote como se observa en la Figura 4.3 (Datos en Apéndice 1).

En el caso de la prueba con el polímero catiónico, a partir de la dosis de 10 mg/L de cloruro de hierro (III), se obtuvo un valor de arsénico final menor a 10 $\mu\text{g/L}$; sin embargo, para tener cierta certeza de una buena remoción se seleccionó como dosis óptima 12 mg/L de FeCl_3 . En este último caso, la concentración de arsénico después del tratamiento fue de 6 $\mu\text{g/L}$.

Por otro lado, en el caso del mozote, con la dosis de 14 mg/L se obtuvo un valor de arsénico final de 9 $\mu\text{g/L}$, por lo que este es el valor que se tomó como óptimo.

En ambos casos, aún cuando la dosis de cloruro de hierro (III) de 18 mg/L, garantiza una mayor remoción, no se seleccionó debido a que se busca utilizar la menor cantidad de reactivo posible para disminuir costos del tratamiento. También, las dosis en exceso de cloruro de hierro (III) resultan en una mayor concentración de hierro total al final del tratamiento (Bilici Başkan et al., 2010) que pueden afectar el sabor y el color del agua.

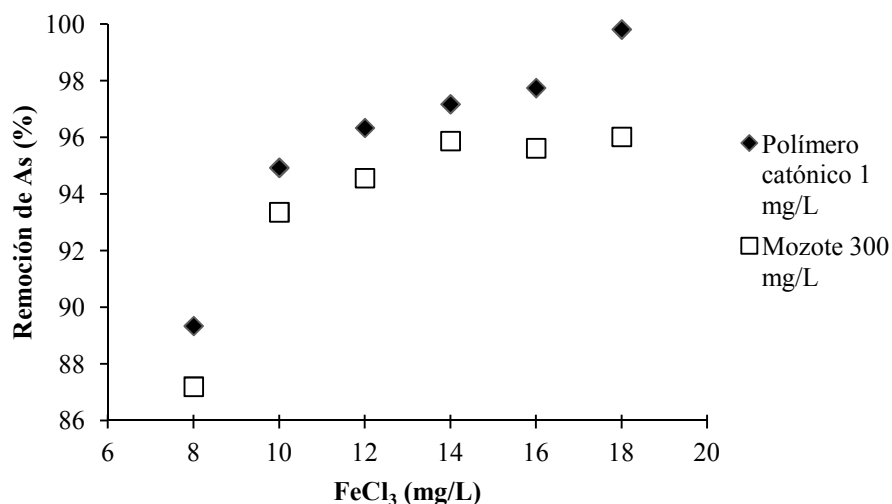


Figura 4.3. Remoción de arsénico con diferentes dosis de cloruro de hierro (III) (Condiciones: pH 6; 1 mg/L de polímero catiónico y 300 mg/L de mozote; 200 µg/L As (V))

Este aumento de la eficiencia de remoción a mayor dosis del coagulante también se presenta en otros estudios como el caso de Ali et al., (2001), que probaron dosis de 10, 20 y 30 mg/L de cloruro de hierro (III). Las pruebas de este estudio se realizaron en el mismo sistema de punto de uso, el cual consiste en un tanque donde se lleva a cabo la coagulación y floculación, mezclando con una vara de madera; las muestras se dejaban sedimentar y se tomaba la muestra en el mismo recipiente a una altura de 10 cm. A esta misma conclusión también llegó Cheng et al., (1994) (punto 4 en Cuadro 2.2) utilizando las mismas dosis que el estudio antes mencionado tanto a nivel de laboratorio (con pruebas de jarras) como a nivel piloto, utilizando un filtro luego de la coagulación/floculación. Lo mismo se da en el estudio de Fernández, (2002) (punto 5 en Cuadro 2.2), a nivel de laboratorio, con una dosis de 50 µg/L de arsénico inicial. Además, es importante señalar que Ali et al., (2001), utilizó concentraciones altas de arsénico de 300, 500 y 1000 µg/L y Cheng et al., (1994) y Hering et al., (1996) (punto 4 y 7 Cuadro 2.2, respectivamente) (dosis de 0,49-24,3 mg/L de cloruro de hierro (III)) de tan solo 20 µg/L, lo cual sugiere que la tendencia del porcentaje de remoción se presenta tanto para concentraciones muy altas como bajas. Inclusive, a nivel de laboratorio, otro estudio sugiere que a diferentes valores de pH, esta tendencia se mantiene, en valores de pH de 6,5, 7,5 y 8,5 (Lakshmanan et al., 2008) (punto 9 en Cuadro 2.2).

Esta concentración de cloruro de hierro (III) óptima es baja en comparación a otros sistemas de punto de uso, ya que algunos alcanzan concentraciones de 20 (Ali et al., 2001) y 25 mg/L (Bordoloi et al., 2013) (punto 1 y 3 en Cuadro 2.2; respectivamente); es importante señalar que en ambos casos no se empleó un floculante y se tenían concentraciones similares o más altas de arsénico de 500-1000 $\mu\text{g/L}$ y 196-212 $\mu\text{g/L}$; respectivamente. Ambos estudios se realizaron en sistemas de punto de uso con un recipiente para coagulación/floculación con sedimentación y un filtro de arena posterior. Por otro lado Fernández (2002) (punto 6 en Cuadro 2.2), desarrolló un sistema piloto de filtración directa que con una menor cantidad de cloruro de hierro (III) y sin uso de floculante, alcanzó porcentajes de remoción mayores al 90 %; no obstante, en este caso se trabajó con una concentración menor de arsénico de 42 $\mu\text{g/L}$.

4.1.3. Dosis óptima de floculante

El uso de floculantes genera un flóculo fuerte de mayor tamaño, lo cual trae beneficios en la sedimentación y filtración (Crittenden et al., 2012). Específicamente el empleo de polímeros parece aumentar la eficiencia de remoción del arsénico, por lo que la obtención de una dosis óptima puede mejorar la calidad del sistema (Bilici Başkan et al., 2010). Por lo que aplicando las condiciones óptimas de pH 6 y dosis de cloruro de hierro (III) de 12 mg/L, para el polímero catiónico y 14 mg/L para el mozote, se determinó la concentración óptima de estos floculantes.

4.1.3.1. Dosis óptima de polímero catiónico

La concentración óptima de polímero fue de 1 mg/L de polímero catiónico (Figura 4.4) (Datos en Apéndice 1), con la cual se alcanzó una concentración de arsénico después del tratamiento de 6 $\mu\text{g/L}$. Como se observa en la Figura 4.4, el porcentaje de remoción de arsénico se mantiene relativamente constante, a excepción de la dosis de 2 mg/L. Esta dosis de floculante se encuentra entre los valores que se han empleado en otros estudios, ya que estos van de 0,25 a 3 mg/L (punto 2, 4 y 14 en Cuadro 2.2). En el caso de Bilici Başkan et al. (2010), se requirió de una concentración más alta de polímero catiónico (2,5 mg/L) para alcanzar la máxima remoción de arsénico de un 76% con una dosis de cloruro de hierro de 25 mg/L. Según Cheng et al. (1994), la remoción de arsénico aumentó con el uso de polímero catiónico cuando la concentración de cloruro de hierro es menor o igual a 20

mg/L. En el mismo experimento, se obtuvo una concentración de 0,8 µg/L de arsénico con una dosis de cloruro de hierro de 10 mg/L y 4 mg/L de polímero, esto con 17,6 µg/L de arsénico inicial.

Zouboulis & Katsoyiannis (2002) (punto 14 en Cuadro 2.2) realizaron un experimento, que consistía en un piloto que utilizaba un tratamiento de coagulación/floculación de filtración directa con dosis de polímero catiónico de entre 0,5-3 mg/L a un pH de 6,7 y dosis de FeCl₃ entre 6 y 58 mg/L, en el cual se concluye que la adición de polímeros catiónicos aumenta la eficiencia de remoción no solo porque se aumenta el carácter catiónico de los flóculos formados, como también lo indica Bilici Başkan et al. (2010), sino que adicionalmente aumenta el tamaño de los mismos por lo que son removidos de manera más efectiva tanto en la sedimentación como en la filtración.

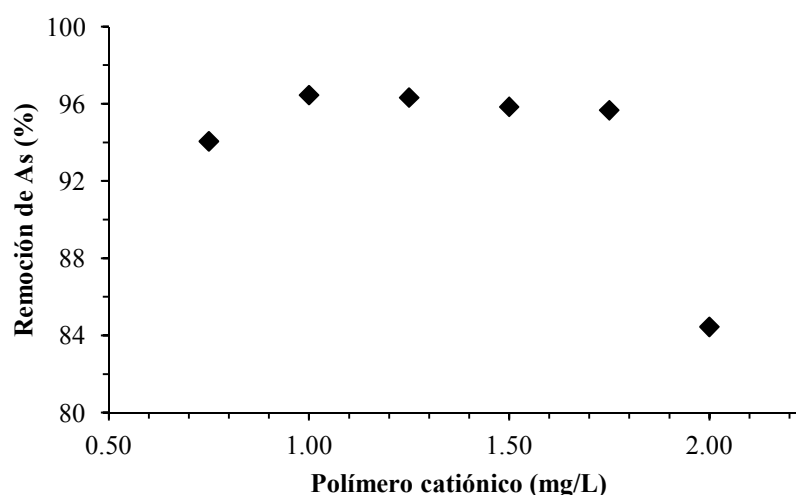


Figura 4.4. Remoción de arsénico con diferentes dosis de polímero catiónico (Condiciones: pH 6; 12 mg/L de FeCl₃; 200 µg/L As (V))

4.1.3.2. Dosis óptima de mozote

Como se constató en las referencias consultadas en el Cuadro 2.2, no se ha empleado un ayudante de floculación natural para la remoción de arsénico. La principal ventaja de ellos es su baja toxicidad (Arboleda, 2000). El floculante natural escogido fue el mozote, el cual ha demostrado ser muy efectivo como floculante en el tratamiento de agua potable (Quirós et al., 2010a, 2010b).

Aplicando las condiciones óptimas para este caso (pH 6 y 14 mg/L de cloruro de hierro (III)) a 250 mg/L de mozote, se obtuvo la mejor remoción (98%) en la menor cantidad dosificada de este floculante natural, como se observa en la Figura 4.5 (Datos en Apéndice 1). A esta dosis se tuvo como resultado un valor de arsénico final de 4 µg/L. Se puede observar que con el uso del mozote se alcanzó una concentración más baja que con el uso del polímero catiónico (Figura 4.4 y Figura 4.5).

Esta dosis de mozote, se encuentra dentro del rango (200-400 mg/L) que alcanzó, en el caso de Quirós et al. (2010b), porcentajes de remoción de turbiedad y color de hasta un 100% con una turbiedad inicial de 20 UNT. Es importante señalar que en el estudio mencionado se empleó sulfato de aluminio como coagulante con una dosis de 1 mg/L.

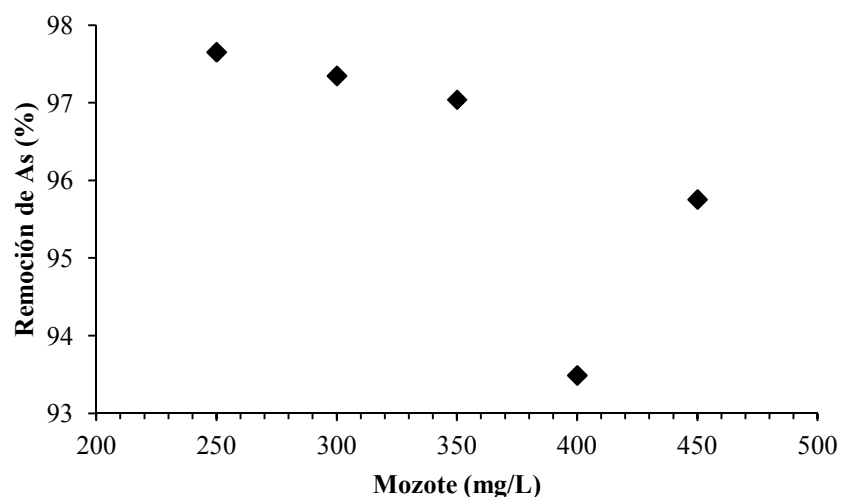


Figura 4.5. Remoción de arsénico con diferentes dosis de mozote (Condiciones: pH 6; 14 mg/L de FeCl₃; 200 µg/L As (V))

Además, como se observa en la Figura 4.6, los flóculos del mozote fueron más grandes que aquellos formados con el polímero durante esta prueba. Estos últimos también se encuentran muy dispersos, en el caso del mozote sucedió todo lo contrario como se puede observar en el fondo de la jarra. Lo cual sugiere que los del mozote sedimentan más rápidamente.

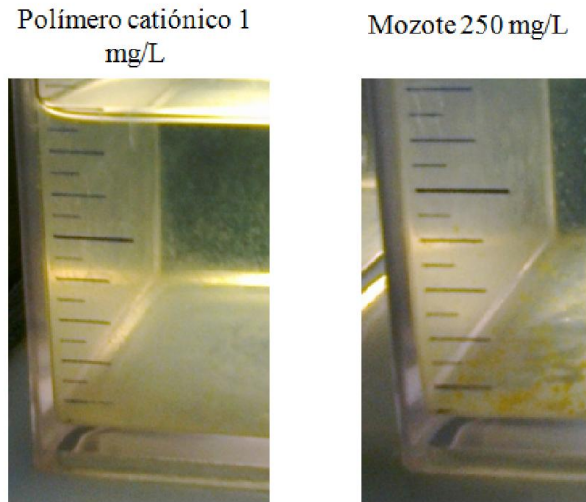


Figura 4.6. Comparación entre los flóculos formados con polímero catiónico y mozote

4.1.4. Tiempo óptimo de floculación

El tiempo de floculación, ya sea para un tratamiento convencional o una filtración directa varía entre 20-30 min y 10-20 min; respectivamente (Crittenden et al., 2012). Sin embargo, en el caso de un sistema de punto de uso, una agitación manual prolongada puede resultar difícil para el usuario, por lo que se probaron tiempos más bajos de floculación. La prueba se realizó aplicando las condiciones óptimas previas.

Los porcentajes de remoción de arsénico fueron mayores al 90% en todos los diferentes tiempos empleados. La menor concentración de arsénico en el caso del polímero fue a los 4 minutos de floculación, mientras que el mozote presentó la mejor eficiencia a 1 y 4 min (Figura 4.7) (Datos en Apéndice 1).

En este caso se busca el menor tiempo de floculación para facilidad del usuario por lo que en el caso del floculante natural, se tomó como tiempo óptimo, 1 minuto, cuya concentración final de arsénico correspondió a 4 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado, a pesar de que la mayor remoción con el polímero catiónico fue a los 4 minutos, en 1 minuto se alcanzó una concentración final de arsénico de 9 $\mu\text{g/L}$, por lo que se seleccionó como tiempo óptimo.

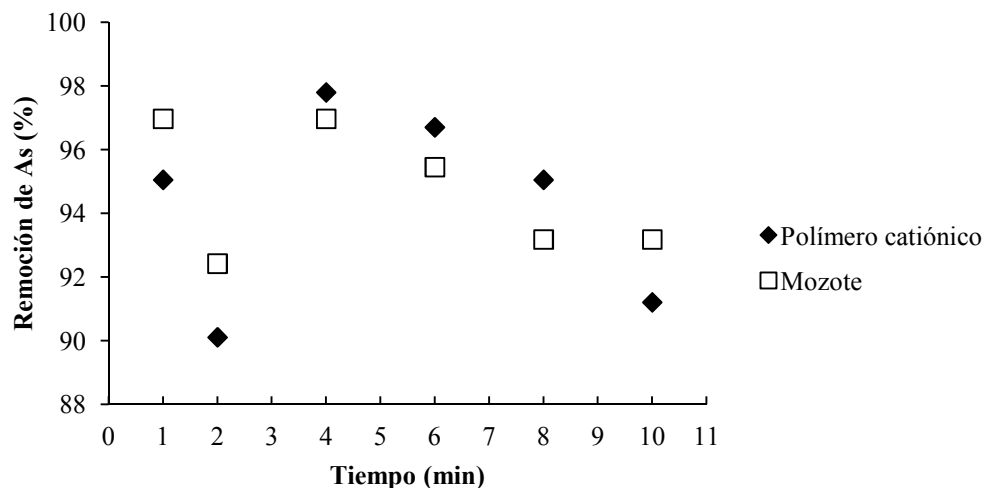


Figura 4.7. Remoción de arsénico a diferentes tiempos de floculación (Condiciones: pH 6; 12 mg/L y 14 mg/L de FeCl_3 ; 1 mg/L de polímero catiónico y 250 mg/L de mozote, respectivamente, y 200 $\mu\text{g/L}$ As (V))

Este tiempo de floculación es similar al aplicado por Ali et al. (2001) (sección 2.3.3.1) en su sistema de punto de uso que contaba con un tanque para coagulación/floculación/sedimentación y un filtro; este empleaba un minuto para coagulación y un minuto y medio para floculación, obteniendo concentraciones de arsénico menores a los 20 $\mu\text{g/L}$. También, es importante señalar que en ese estudio, en las pruebas realizadas en el campo, no todos los usuarios cumplían totalmente con los tiempos; no obstante, según los autores, esto no pareció afectar de manera significativa la eficiencia. Esta situación se observa también en el caso de Fernández (2002) mencionado en la sección 4.1.2, el cual varió las condiciones de floculación entre los 5, 10 y 20 minutos, así como los gradientes; con lo que concluyó que no existía ninguna mejoría en la remoción del arsénico. Esto, según el autor, se debe a que aún mejorando el proceso de floculación, los flóculos producidos con el cloruro de hierro (III) son difíciles de sedimentar. Inclusive en el sistema de punto de uso de Bordoloi et al. (2013), el cual tiene una construcción similar a Ali et al. (2001) (se puede consultar con más detalle en la sección 2.3.3.1); se realizó una agitación lenta de entre 10 y 15 segundos y se obtuvieron valores de arsénico menores a 10 $\mu\text{g/L}$.

En otros experimentos realizados a nivel de laboratorio o en pilotos, los tiempos de floculación fueron más altos desde 10 (Laky & Licskó, 2011) hasta 30 minutos (Bilici Başkan et al., 2010; Hering et al., 1996, 1997). Sin embargo, debido a lo poco práctico que esto puede resultar en una mezcla manual, estos no se emplearon en las pruebas realizadas. Además, como se observa en la Figura 4.7 y en el caso de Ali et al. (2001), Fernández

(2002) y Bordoloi et al. (2013), no es necesario contar con mucho tiempo para obtener una buena remoción.

4.1.5. Tiempo de sedimentación de los flóculos

En el caso de que se aplicara un tratamiento convencional en el sistema de punto de uso se determinó el tiempo de sedimentación necesario para una remoción eficiente del lodo.

Con el polímero, a partir de los 23 minutos, la turbiedad alcanzó el valor de 5 UNT (valor máximo admisible por el Reglamento de Calidad de Agua Potable (Ministerio de Salud, 2005)) (Figura 4.8); mientras que al utilizar mozote la sedimentación fue un poco más rápida, ya que a los 20 minutos, alcanzó un valor menor de 5 UNT (Figura 4.9). Por lo que se seleccionó para mayor facilidad tanto para el polímero catiónico como para el mozote, un tiempo de sedimentación 20 min. En ambos casos, la prueba sin utilizar floculante mostró niveles de turbiedad muy altos, lo cual evidencia la capacidad de aumentar la velocidad de sedimentación que posee el polímero catiónico y el mozote (Figura 4.8 y Figura 4.9).

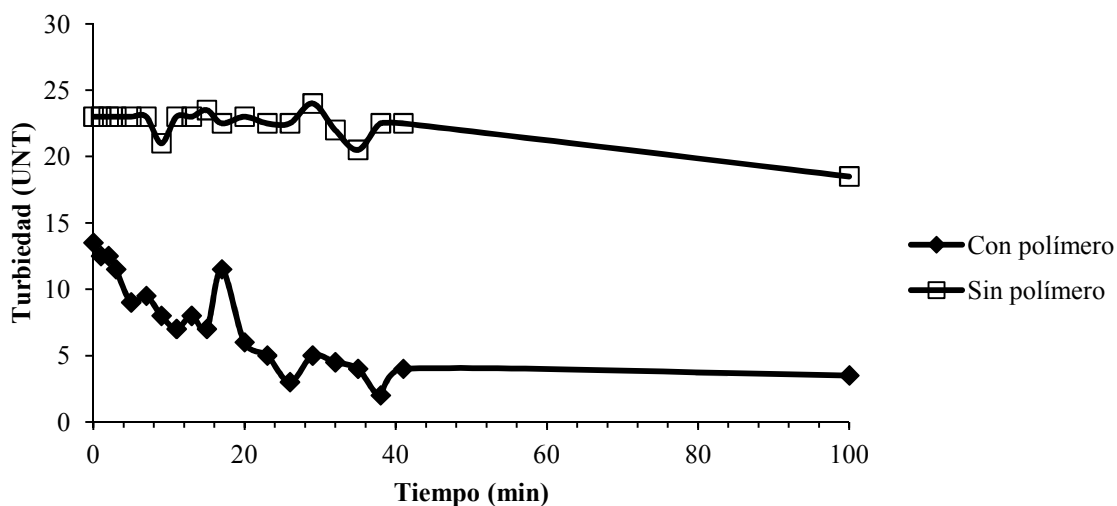


Figura 4.8. Disminución del tiempo de sedimentación al utilizar el polímero catiónico (Condiciones pH 6; 12 mg/L de FeCl_3 ; 1 mg/L de polímero catiónico; tiempo de floculación 1 min)

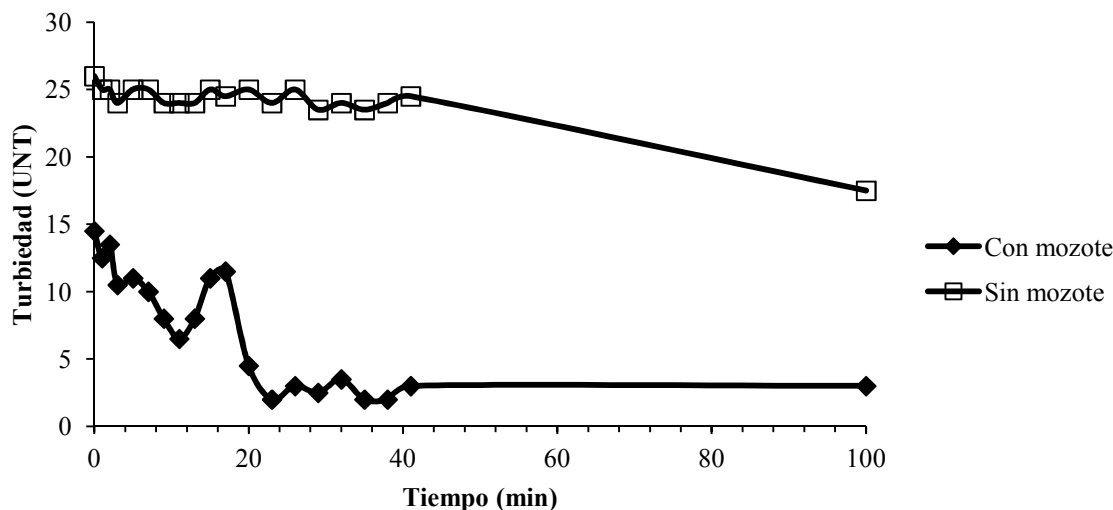


Figura 4.9. Disminución del tiempo de sedimentación al utilizar el mozote (Condiciones pH 6; 14 mg/L de FeCl_3 ; 250 mg/L de mozote; tiempo de floculación 1 min)

El tiempo de sedimentación seleccionado es corto, considerando los tiempos que se utilizan en sistemas de punto de uso que van desde una hora (Bordoloi et al., 2013) y una hora y media (Ali et al., 2001). Mientras que a nivel de laboratorio generalmente se deja sedimentar por 15 (Hering et al., 1996, 1997), 30 (Bilici Başkan et al., 2010) o 60 min (Lakshmanan et al., 2008). Sin embargo, ninguno de estos estudios realizó un ensayo para determinar el tiempo de sedimentación de los flóculos.

4.1.6. Reproducibilidad de las condiciones óptimas de pH, dosis de cloruro de hierro (III), polímero catiónico, mozote y tiempo de floculación

Con las condiciones óptimas obtenidas, se determinó la reproducibilidad de estos resultados ya que por limitaciones en la capacidad de análisis de arsénico no se realizaron pruebas por duplicado.

La reproducibilidad con el polímero catiónico no mostró buenos resultados puesto que solo en uno de los casos la concentración de arsénico después del tratamiento cumple con la normativa (Cuadro 4.1). La media de los datos no es menor a 10 $\mu\text{g/L}$, además, los valores se encuentran alejados de esta. Lo mismo sucede con los porcentajes de remoción que aún cuando varían menos, no garantizan una buena eficiencia (Cuadro 4.2).

Cuadro 4.1. Datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del polímero catiónico

Repetición	Arsénico ($\pm 1 \mu\text{g/L}$)	Porcentaje de remoción de As
1	9	95
2	15	92
3	12	93
4	13	93
5	25	86

Cuadro 4.2. Análisis estadístico para los datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del polímero catiónico

	Arsénico $\mu\text{g/L}$	Porcentaje de remoción de As
Promedio	15	92
Desviación estándar	6	3
Desvío relativo promedio %	41	4

En el caso del mozote, como se muestra en el Cuadro 4.3, los porcentajes de remoción superiores al 97% garantizan una concentración de arsénico menor a $10 \mu\text{g/L}$, con excepción de la repetición 5. Al aplicar el criterio Q al dato de la repetición número 5, este puede ser descartado con un 99% de confianza, por lo que no se incluye en el análisis estadístico.

Cuadro 4.3. Datos de reproducibilidad para las condiciones óptimas del mozote

Repetición	Arsénico ($\pm 1 \mu\text{g/L}$)	Porcentaje de remoción de As
1	3	98
2	4	98
3	5	97
4	5	97
5	16	91

Por otro lado, el tratamiento con el mozote si mostró ser más reproducible que con el polímero catiónico, ya que los datos se desvían muy poco del promedio por lo que hay un menor error tanto para el valor de arsénico como para el porcentaje de remoción; con lo que se deduce que los datos son reproducibles (Cuadro 4.4).

Cuadro 4.4. Análisis estadístico de los datos de reproducibilidad con las condiciones óptimas del mozote

	Arsénico µg/L	Porcentaje de remoción de As
Promedio	4	96
Desviación estándar	1	3
Desvío relativo promedio %	23	3

4.2. COMPARACIÓN ENTRE EL TRATAMIENTO CONVENCIONAL Y FILTRACIÓN DIRECTA PARA UN SISTEMA DE USO DOMÉSTICO

Al existir dos tipos de tratamiento por coagulación/floculación es importante conocer cuál presenta un mejor desempeño, ya que de este depende la remoción de los flóculos. Para esto se realizaron pruebas de jarras con filtros acoplados al aparato de jarras y utilizando las condiciones óptimas encontradas tanto para el polímero (pH 6, 12 mg/L de FeCl₃, 1 mg/L de polímero catiónico, tiempo de floculación 1 min y en el caso de un tratamiento convencional, 20 min de tiempo de sedimentación) como para el mozote (pH 6, 14 mg/L de FeCl₃, 250 mg/L de mozote, tiempo de floculación 1 min y en el caso de un tratamiento convencional, 20 min de tiempo de sedimentación).

El tratamiento convencional es el más aplicado en sistemas de punto de uso (Cuadro 2.2) y emplea arena de tamaño efectivo entre 0,45 y 1,2 mm (Di Bernardo, 2003a), por lo que se decidió aplicar arena de 0,5 mm, únicamente.

La filtración directa es una posibilidad debido a que el agua, de la zona del Pacífico norte del país de la naciente de Bagaces, a tratar presenta una baja turbiedad (Anexo 1). En cuanto al tamaño efectivo de la arena, se recomienda tamaños entre 1,0 y 1,3 mm (Di Bernardo, 2003b); sin embargo, otros estudios sugieren un tamaño efectivo de 0,5 mm (Arasmith Consulting Resources & Alaska Department of Environmental Conservation, 2009). Razón por la cual se decidió probar con dos arenas, una de 1 mm y otra de 0,5 mm.

La filtración directa y el tratamiento convencional con arena de 0,5 mm mostraron un desempeño similar, tanto para el polímero catiónico como para el mozote, con porcentajes de remoción para la filtración directa entre 94,97% y 95,50%, respectivamente; sin embargo, es importante señalar que en el caso del polímero catiónico la desviación del promedio es mayor (Figura 4.10) (Datos en Apéndice 2). El tratamiento convencional

presentó porcentajes de remoción para el polímero catiónico de 95,55% y para el mozote de 95,95%, en este caso los valores variaron poco del promedio y presentaron una eficiencia un poco mayor que la filtración directa (Figura 4.10) (Datos en Apéndice 2). En todos los casos mencionados el valor de arsénico en promedio fue menor de 10 $\mu\text{g/L}$, sin embargo, es importante señalar que en una de las repeticiones del polímero con el tratamiento convencional el valor de arsénico se encontraba en el límite (Datos en Apéndice 2).

Al realizar un análisis de varianza del tratamiento convencional y de la filtración directa empleando arena de 0,5 mm tanto para el mozote como para el polímero, se obtiene como resultado que no existen diferencias significativas entre las medias de concentración de arsénico después del tratamiento (Apéndice 6), lo cual sugiere que tanto un tratamiento convencional como una filtración directa tienen una eficiencia de remoción de arsénico similar.

Por otro lado, como se observa en la Figura 4.10, la filtración directa con arena de 1 mm fue menos eficiente. En el caso del polímero catiónico se obtuvo una concentración de arsénico de 21 $\mu\text{g/L}$ y para el mozote de 10 $\mu\text{g/L}$, ambas no cumplen con la norma (Apéndice 2) y además es donde presentó un mayor desvío de los resultados del promedio (Figura 4.10). Esto sugiere que este tamaño de la arena retiene de forma menos eficiente los flóculos; y en el caso del polímero la situación parece ser más significativa. Como la adición de estos floculantes tiene por objetivo la formación de partículas más grandes que sean fácilmente retenidas por el filtro (Zouboulis & Katsoyiannis, 2002), probablemente se debió a que los flóculos de mozote poseen un mayor tamaño. Aplicando el comparador visual del Water Research Institute en Inglaterra (Arboleda, 2000), el polímero se encuentra aproximadamente entre 0,3 y 0,5 mm; mientras que los del mozote entre 0,75 y 1 mm. Esta situación, también se muestra en la sección 4.1.3.2 donde se observa el mayor tamaño de los flóculos de mozote en la Figura 4.6.

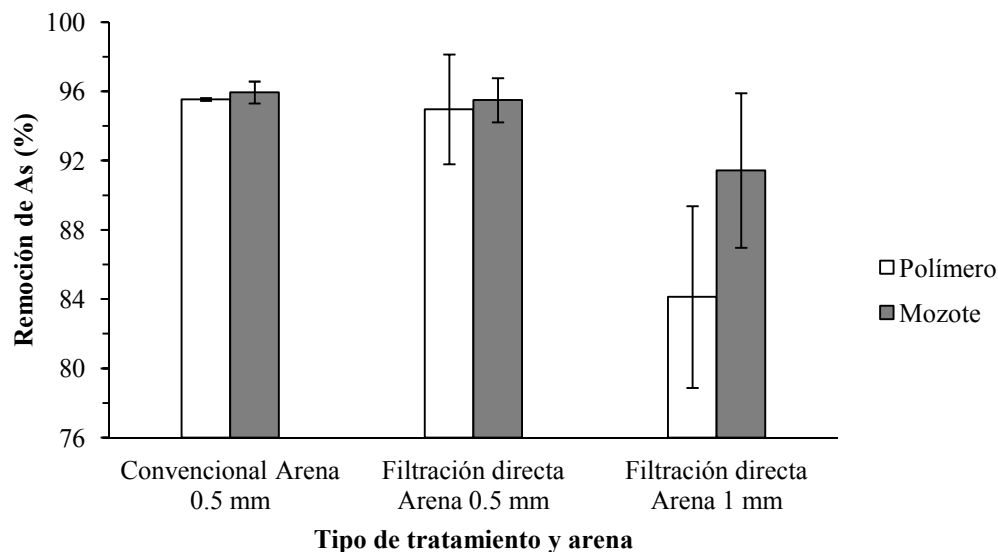


Figura 4.10. Eficiencia de remoción del arsénico al aplicar diferente tratamiento y medio filtrante con las condiciones óptimas encontradas (barras de error: desviación estándar)

Como se observa en el Cuadro 2.2, tanto el sistema convencional como la filtración directa, en otros estudios presentan una buena eficiencia, situación que comparte el experimento realizado (puntos 3, 4, 5, 6, 11 y 14). En cuanto al tamaño efectivo de arena, en la mayoría de los casos se utilizan varias capas de arena. Ruíz et al., (1992) utilizaron arena de tamaño efectivo de 0,5 mm seguido de antracita con un tamaño efectivo de 1 mm, dando como resultado una concentración de arsénico en el agua menor a 30 $\mu\text{g/L}$. En el caso de Zouboulis & Katsoyiannis, (2002), se empleó una arena más gruesa de 2,5 mm y 4-8 mm, siendo muy exitoso con bajas concentraciones de arsénico (99% de remoción). De igual forma, Fernández, (2002), utilizó un tamaño efectivo de arena mayor de entre 0,7-1,2 mm; sin embargo, existía una capa superior de antracita de entre 1,5-2,5 mm con esto obtuvo porcentajes de remoción mayores al 90%.

Estos resultados sugieren que el mejor medio filtrante corresponde a la arena de 0,5 mm, por lo que esta fue utilizada en el prototipo. Se escogió aplicar el tratamiento convencional al prototipo para alargar la vida útil del filtro, de forma que no se colmate tan rápidamente. También, fue el que menos varió el porcentaje de remoción con respecto al promedio. El mozote posee un alto porcentaje de remoción en ambos casos, ya que presentó una concentración de 5 $\mu\text{g/L}$ tanto en el tratamiento convencional como en la filtración directa. Además, tiene mayor certeza de remoción que el polímero ya que las condiciones óptimas

son reproducibles y en ninguno de los casos se encontró en el límite de remoción, como sí ocurrió con el polímero (Datos en Apéndice 2). Por estas razones se seleccionó este floculante para aplicarlo en el prototipo.

4.3. CONSTRUCCIÓN Y EFICIENCIA DEL PROTOTIPO DE USO DOMÉSTICO

4.3.1. Construcción del prototipo

Para la construcción del prototipo todos los materiales empleados son de plástico para evitar la corrosión. Se utilizaron dos tanques, uno para realizar la coagulación/floculación/sedimentación y otro conteniendo el filtro, ambos son de iguales dimensiones para mayor simplicidad. El tamaño de 20 L ofrece una facilidad en el manejo y mantenimiento del sistema, además, otros sistemas de punto de uso como el ALUFLOC (Castro de Esparza, 2010), los *Bucket Treatment Unit (BTU)* (Jain & Singh, 2012) y el sistema desarrollado por Meng et al., (2001) tienen este volumen. Sin embargo, se decidió llenarlo con agua solo hasta los 15 L, para evitar posibles pérdidas durante la operación del sistema.

Al igual que en las pruebas de jarras no se añadió ningún agente oxidante ya que solo se utilizó arsénico pentavalente, en el caso de las pruebas con el agua NSF. El molinillo (Figura 3.6) crea una alta turbulencia en el agua por lo que este se seleccionó para realizar tanto la mezcla rápida como la lenta. Por otro lado, se confeccionó un dispersor (Figura 3.7) para distribuir mejor el agua que entra al filtro en la superficie de la arena.

Debido a que la altura del tanque es baja (38,4 cm), no se le pudieron colocar suficientes capas de arena y grava que actuaran de soporte para la arena de 0,5 mm. Por lo que solo se utilizaron dos capas de arena de soporte de 1 mm y 2 mm, la última fácilmente se podía lavar por el orificio de salida del filtro. Para evitar esto se colocó una malla a la salida del tanque (Figura 3.9). Se colocaron 6 cm de arena de tamaño efectivo de 2 mm para que cubriera completamente la salida de agua del filtro, ya que solo esta arena es retenida por la malla, y unos 2,5 cm de la arena de 1 mm. En cuanto a las alturas del medio filtrante en los sistemas de punto de uso, se han utilizado desde 20 cm (Ali et al., 2001) a 7,62 cm (Meng et al., 2001), por lo que se decidió utilizar, considerando la capacidad del tanque, 10 cm de arena de 0,5 mm. Es importante señalar que las alturas mencionadas se probaron con el

filtro a pequeña escala en una botella de plástico, para garantizar que las arenas brindaran un soporte adecuado a la arena de 0,5 mm.

Otro aspecto que se debe destacar, es que la arena se puede volver a utilizar, extrayéndola del filtro y lavándola con agua, como lo han hecho con otros sistemas de punto de uso (Ali et al., 2001; Meng et al., 2001).

4.3.2. Caracterización de la arena

4.3.2.1. Colorimetría y equivalente de arena

A muestras de arena de 0,5, 1 y 2 mm se le realizaron unas pruebas previas para determinar el contenido de impurezas.

Los resultados de la colorimetría indican que la arena de 0,5 mm es la que se encuentra más contaminada, con mayor contenido de materia orgánica (Cuadro 4.5). De igual forma, la prueba de equivalente de arena sugiere que la arena de 0,5 mm tiene mayor contenido de arcilla, mientras que la contaminación en la arena de 2 y 1 mm es tan poca que no fue detectable mediante la aplicación de esta prueba (Cuadro 4.6). Esta última situación se presentó con una de las muestras de la arena de 0,5 mm; sin embargo, el duplicado de esta muestra posee el mínimo detectable del método, lo cual corresponde a un 97% de equivalente de arena, como se observa en el Cuadro 4.6. Por esto es importante, que al menos la arena de 0,5 mm reciba un lavado antes de ser colocada en el filtro. Además, estos ensayos reflejan la necesidad de evaluar y limpiar la arena antes de ser utilizada en la construcción del filtro.

Cuadro 4.5. Resultados de prueba de colorimetría

Arena	Color en placa orgánica
2 mm	Más claro que el No. 1 en la escala
1 mm	Más claro que el No. 1 de la escala; sin embargo, es más oscura que la arena de 2 mm
0,5 mm	Se encuentra entre el No. 1 y el No. 2 de la escala

Cuadro 4.6. Resultados de prueba de equivalente de arena

Arena	Equivalente de arena
2 mm	Mayor al 97%
1 mm	Mayor al 97%
0,5 mm	Primer muestra: 97% Segunda muestra: Mayor al 97%

4.3.2.2. Gravedad específica

La gravedad específica de la arena de 0,5 mm tiene un valor de 2,4, la cual es un poco baja, ya que el rango típico es de 2,55 a 2,65 (Davis, 2010). Sin embargo, Arboleda (2000), únicamente indica que no debe ser menor de 2.

4.3.2.3. Porosidad

Con la gravedad específica se determinó la porosidad, esta es de 0,4 y se encuentra dentro de los dos rangos consultados los cuales son muy similares: 0,4-0,47 (Davis, 2010) y 0,42 y 0,47 (Arboleda, 2000).

4.3.2.4. Solubilidad en ácido clorhídrico

Una condición para que la arena sea adecuada para su uso como medio filtrante es que posea una solubilidad en ácido clorhídrico menor al 5% (Arboleda, 2000). Las 3 arenas cumplieron con dicho requisito, ya que la arena de 2 mm tiene un porcentaje de solubilidad de 4%, la de 1 mm de 3 % y la de 0,5 mm de 2%. Es importante señalar que ninguno de los estudios consultados en el Cuadro 2.2, realizaron esta prueba.

4.3.2.5. Granulometría

Los datos de la granulometría de la arena fina utilizada en el filtro se encuentran en el Apéndice 4, realizando una curva para el análisis granulométrico (Figura 4.11), se obtiene que el tamaño efectivo de la arena es de 0,5 mm, el D_{60} de 1 mm y el coeficiente de uniformidad de 2,08. El tamaño efectivo se encuentra entre el rango establecido por Arboleda (2000) para un medio filtrante homogéneo de arena (0,45-0,55 mm); además, indica que el coeficiente de uniformidad debe ser mayor o igual a 1,1. En el caso de Davis (2010), el tamaño efectivo de la arena se encuentra entre los valores típicos de 0,3-0,6 mm;

no obstante, el coeficiente de uniformidad es un poco alto, ya que el autor menciona un rango de entre 1,0 a 1,8.

Ninguno de los sistemas de punto de uso estudiados indica el tamaño efectivo de la arena o el coeficiente de uniformidad (Cuadro 2.2). En el caso del estudio piloto desarrollado por Ruíz, Pérez, & Sancha (1992) (Cuadro 2.2), se empleó arena de 0,5 mm con un coeficiente de uniformidad que sí se encuentra dentro del rango típico. Tanto en el caso del sistema piloto de Fernández (2002) (Cuadro 2.2) como el de Zouboulis & Katsoyiannis (2002) (Cuadro 2.2), se utilizaron tamaños efectivos fuera de los rangos de Arboleda (2000) y Davis (2010).

Di Bernardo (2003a) indica que este rango de valores del coeficiente de uniformidad, se emplean para que la arena sea lo más uniforme posible de forma que se pueda evitar una clasificación hidráulica durante el retrolavado, situación que no se daría en el sistema de punto de uso ya que el lavado de la arena del filtro no se realizaría mediante este mecanismo.

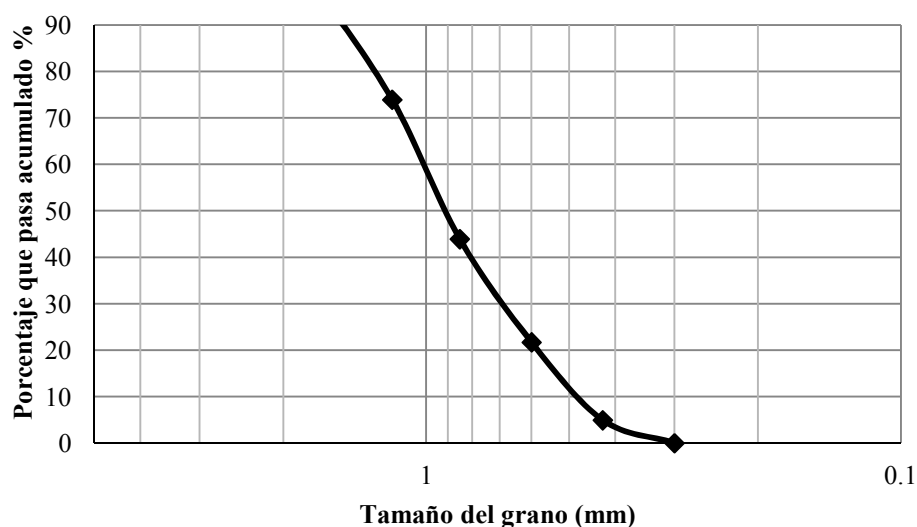


Figura 4.11. Curva para análisis granulométrico de la arena utilizada en el filtro

4.3.3. Costos del prototipo y tratamiento

En cuanto a los costos de la confección del prototipo, estos se muestran en el Cuadro 4.7. Los materiales son fáciles de conseguir en ferreterías y en mercados. Se tomó un metro de tubo de PVC de 0,0127 m al ser el mínimo que venden, mismo caso se da con la malla; sin embargo, la cantidad que se utilizó en el prototipo es menor. En el caso de la arena, es

importante que esta sea obtenida de un proveedor de arena para filtros en el tratamiento de agua, ya que esto garantiza una mejor calidad de la arena y que el tamaño de la misma sea el adecuado. También, como se puede observar el principal costo corresponde a los tanques.

Cuadro 4.7. Costos de la construcción del prototipo de remoción de arsénico

	Cantidad	Precio ₡/unidad	Precio total ₡
Tanques	2	6965	13930
Codos	3	110	329
Llave bola	2	280	560
Unión hembra	3	144	431
Unión macho	3	91	272
Tees	2	111	221
Tapones	3	80	241
Malla	1	400	400
Tubería	1	632	632
Molinillo	1	2000	2000
Arena			3778
Total			22794

Por otro lado, los costos de los reactivos para el tratamiento son bastante bajos (Cuadro 4.8). El cloruro de hierro (III) se vende en solución, en promedio, al 35% por la empresa SERQUIMSA y tiene un valor de \$1,10/kg, con un tipo de cambio de ₡545, esto corresponde a ₡599,5/kg. La misma empresa afirma que este es un coagulante barato.

El mozote se consiguió en el mercado de Cartago a ₡300 por una cantidad de aproximadamente 220 g. Este se puede obtener fácilmente en los mercados o incluso puede ser cultivado por las familias.

Cuadro 4.8. Costo de reactivos por tratamiento con el prototipo de remoción de arsénico de 15 L con mozote

	Cantidad por tratamiento (g)	Costo ¢*
Cloruro de hierro (III)	0,21	0,004
Mozote	20,00	27,273
Total		27,276

*Tipo de cambio 1\$ igual a ¢545

4.3.4. Prueba del prototipo con agua NSF

Una vez determinadas las condiciones óptimas de coagulación/floculación utilizando el agua NSF, se realizaron 4 pruebas utilizando el prototipo construido (Figura 3.3). La tasa de entrada del agua fue de 11 m/h esta se encuentra dentro del rango (5-12,5 m/h), que reporta la literatura (Di Bernardo, 2003a). Se utilizó solo el mozote como floculante debido a que como se mostró anteriormente, es el más eficiente y accesible. Las pruebas se realizaron con las condiciones óptimas de pH (6), dosis de hierro (14 mg/L), mozote (250 mg/L), tiempo de floculación (1 min) y de sedimentación (20 min) y filtración con arena de 0,5 mm y concentración inicial de arsénico de 200 µg/L. Después del tratamiento se midieron los valores arsénico, turbiedad, hierro total y color, este último en la cuarta prueba.

La concentración de arsénico disminuyó en el efluente conforme se realizaban las pruebas (Figura 4.12) (Datos en Apéndice 3), solo en la primera prueba el valor de arsénico estuvo en el límite ya que fue de 10 µg/L. Sin embargo, todas las demás presentaron valores menores. Una situación similar se observa en cuanto a los demás valores medidos, en el caso de la turbiedad, en la primera prueba no cumple con el Reglamento de Calidad de Agua Potable; no obstante, en la segunda prueba entra dentro del máximo admisible y en la tercera y cuarta en el valor recomendado (Cuadro 4.9). Esto sugiere que la etapa de maduración del filtro se ubica entre la primera y segunda prueba, ya que la turbiedad es más alta (Arboleda, 2000).

El color en la única ocasión que fue medido cumple con la normativa, al igual que el hierro residual presente en el agua ya que su concentración fue menor a 0,3 mg/L en todas las pruebas (Cuadro 4.9). Lo cual sugiere que existe una buena separación de los flóculos

del agua, ya sea por el proceso de sedimentación o por la filtración. Estos aspectos también pueden ir de la mano de la maduración del filtro mencionada anteriormente.

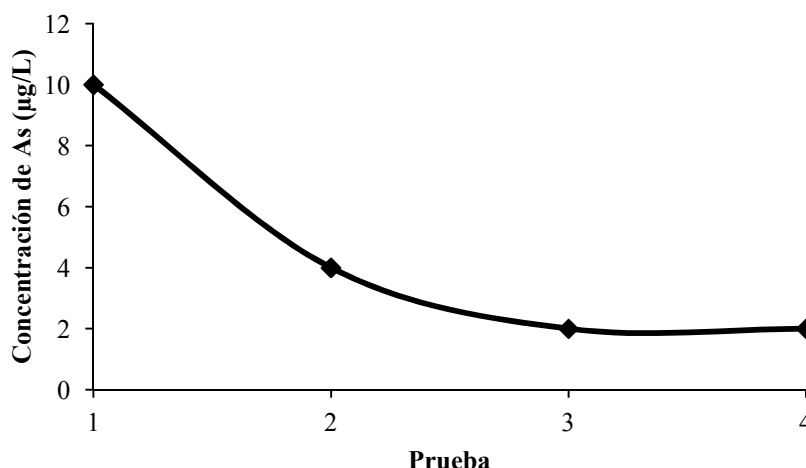


Figura 4.12. Concentración de arsénico después del tratamiento con el prototipo (Condiciones pH 6, 14 mg/L de FeCl₃, 250 mg/L de mozote, tiempo de floculación 1 min, tiempo de sedimentación 20 min y 200 µg/L de As)

Cuadro 4.9. Parámetros de calidad de agua resultado del tratamiento con el prototipo de remoción de arsénico utilizando agua NSF

Prueba	Turbiedad final (±0,1 UNT)	Color (±0,1 mg/L U- Pt- Co)	Hierro total (±0,01 mg/L)
1	6,0	-	0,11
2	1,5	-	0,16
3	0,0	-	0,00
4	0,0	0,0	0,00
Norma*	5,0	15,0	0,30

*Reglamento de Calidad de Agua Potable (Ministerio de Salud, 2005)

Con respecto, a otros sistemas de punto de uso, el prototipo del presente estudio emplea una baja cantidad de cloruro de hierro (III), sin embargo, estos poseían una mayor cantidad de arsénico en el agua. En el caso de los sistemas descritos anteriormente de Ali et al., (2001) y Bordoloi et al. (2013) las dosis fueron de 20 y 25 mg/L de FeCl₃ y el rango de arsénico entre 500-1000 y 196-212 µg/L (Cuadro 2.2), respectivamente; esta última es la más cercana a la concentración de 200 µg/L aplicada al agua NSF.

Como se mencionó anteriormente, la composición del agua es un factor determinante en la eficiencia del tratamiento; la presencia de sílice y fosfatos reduce la adsorción de arsénico (Lakshmanan, 2007; Laky & Licskó, 2011). En el caso de Ali et al., (2001), el

agua poseía mayor cantidad de sílice y fosfatos (40-60 y 7-10 mg/L, respectivamente) que en el agua NSF (20 y 0,37 mg/L, respectivamente), razón por la cual la eficiencia del sistema puede ser menor y requiera una mayor dosis de coagulante. Por otro lado, el sistema de Bordoloi et al., (2013), poseía bajas concentraciones de sílice y fosfatos (4,35 y >0,009 mg/L, respectivamente), lo cual facilitó la remoción en este sistema y demostró ser muy eficiente ya que en todos los casos el arsénico cumplió con la norma. No sucedió lo mismo con Meng et al., (2001), puesto que no en todas las pruebas realizadas se obtuvieron valores de arsénico menores a los 10 µg/L, las concentraciones de sílice y fosfatos (31,11 y 8,28 mg/L, respectivamente) fueron más altas que las empleadas en el agua NSF, lo cual disminuye la eficiencia del sistema.

Según Conrad (2013), el agua NSF posee parámetros como el sílice y los fosfatos (Cuadro 3.2) con concentraciones más altas que las encontradas en 12 pozos de Costa Rica. Lo cual muestra que la remoción de arsénico en el agua utilizada en los experimentos posee condiciones más difíciles de las que se podría enfrentar con agua de la zona.

En otros sistemas de punto de uso, no todos midieron la turbiedad, el color y el hierro total. La mayoría de los resultados de Bordoloi et al., (2013) sí cumplen con los valores de hierro de la norma (0,064-0,360 mg/L), lo mismo sucede con Meng et al., (2001) que en el caso de la una de las familias los valores de hierro y turbiedad (0,13 mg/L y 0,15 UNT, respectivamente) se encuentran dentro del valor permitido por la norma. Sin embargo en el caso de Ali et al., (2001), en una de las pruebas realizadas, el hierro en el agua no cumple la norma del Ministerio de Salud (0,4-0,6 mg/L).

Otra variable estudiada fue la tasa de salida del agua del filtro ya que se relaciona con la eficiencia del filtro. La tasa fue mayor en la primera prueba (7,9 L/min) y fue disminuyendo hasta mantenerse constante en la tercera y cuarta corrida (4,09 L/min) (Figura 4.13), coincidiendo con una menor remoción de arsénico en la primera corrida, la cual fue subiendo hasta ser constante en la tercera y cuarta (Figura 4.12). De igual forma, dicho comportamiento se observa en los parámetros de calidad de agua potable como la turbiedad y en la tercera y cuarta prueba, con el hierro (Cuadro 4.9). Estas circunstancias de remoción también se observan en el caso de Meng et al. (2001), ya en los primeros usos del dispositivo se muestra un flujo alto (1,5 L/min) y una concentración más alta de arsénico residual, la cual va disminuyendo conforme lo hace el flujo de salida durante los siguientes

usos (0,4 L/min); debido a que el filtro se va colmatando. Ali et al., (2001) presentó tasas más bajas de salida entre 0,9 y 1,74 L/min, las cuales muestran una menor eficiencia del sistema entre menor sea la tasa de salida, no obstante, el autor no indica el momento en que se midió el caudal de salida. Aún con tasas bajas los sistemas tienen una remoción relativamente buena ya que las concentraciones fueron menores a 15 y 20 $\mu\text{g/L}$ de arsénico en el caso de Meng et al. (2001) y Ali et al., (2001); respectivamente. Es importante señalar que estos sistemas se utilizaron por una mayor cantidad de tiempo, a diferencia del prototipo desarrollado en este proyecto donde las tasas utilizadas son mayores y de igual forma han garantizado una buena eficiencia; no obstante, se requieren de más pruebas para determinar el comportamiento del medio filtrante.

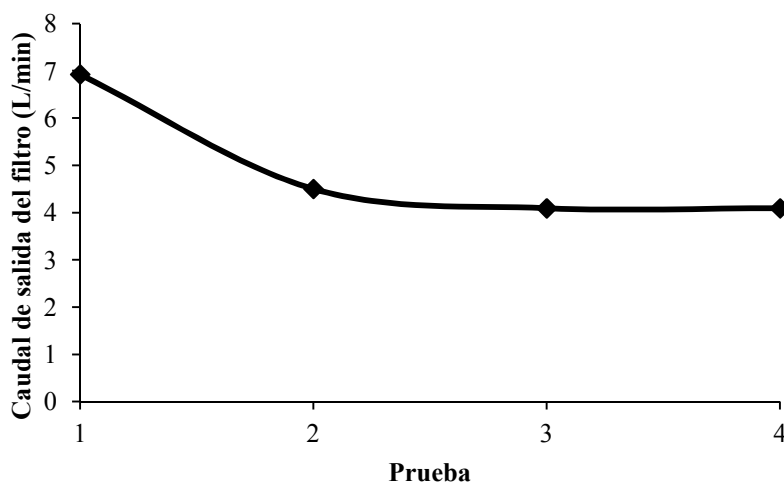


Figura 4.13. Caudal de salida del filtro del prototipo

4.3.5. Prueba con agua de la zona afectada

Finalmente, se realizó un ensayo con agua de la zona, lo cual es importante para conocer el desempeño real del sistema; este ensayo se llevó a cabo posterior a las pruebas mencionadas en la sección anterior. Se utilizó agua de la zona del Pacífico norte del país, específicamente de Bagaces suministrada por personal de Investigación y Desarrollo del AyA, con una concentración inicial de arsénico de 10 $\mu\text{g/L}$ (Anexo 1). El AyA sugirió utilizar esta muestra porque el instituto está estudiando la posibilidad de colocar un sistema de coagulación/floculación con cloruro de hierro (III) en la naciente de Bagaces. El agua presenta una concentración de arsénico de alrededor de 10 $\mu\text{g/L}$, la cual se encuentra en el

límite de la norma; sin embargo, se desea garantizar siempre un valor menor. La intención es evitar la preocupación y quejas de los vecinos, además se estaría previendo que la norma sea más estricta a futuro.

En cuanto a la matriz del agua, todos los parámetros son menores a los que contiene el agua NSF, a excepción del sílice cuya concentración es de 30 mg/L, mientras que en el agua NSF es de 20 mg/L. La turbiedad es menor a 1 UNT, lo cual sugiere que el filtro puede tener mayor vida útil y el valor de color aparente es no detectable. El pH del agua el día de la prueba tenía un valor de alrededor de 6,10, por lo que este no fue un factor influyente, ya que este es el valor de pH óptimo aplicado.

A esta muestra de agua se le aplicaron las condiciones óptimas encontradas previamente con el agua NSF. Como se observa en el Cuadro 4.10., el porcentaje de remoción en este caso fue menor que el resultante con las pruebas con el agua NSF; sin embargo, la concentración de arsénico si cumplió la normativa, también la turbiedad, el color y el hierro residual. Además, la muestra filtrada no presentó problemas de olor o sabor.

No se conocía la especiación de arsénico en el agua, factor que puede haber sido influyente ya que si existía una mayor proporción de arsénico trivalente, disminuye la eficiencia del tratamiento. Esto debido a que este no se remueve tan fácilmente del agua como si lo hace el arsénico pentavalente (Áviles et al., 2003; Sancha, 2010), ya que su remoción disminuye por la presencia de otros componentes en el agua (Hering et al., 1997). Las comunidades afectadas reciben agua de gran cantidad de pozos (Herrera, 2013), como se mencionó en la sección 2.1 sobre la presencia y química del arsénico, en el agua subterránea predomina el arsénico trivalente, por lo que existe la posibilidad de que esto fuese influyente en la remoción. Otra razón, que puede reducir el porcentaje de remoción es la presencia de interferencias en el agua; como es el caso del sílice, cuya concentración es mayor a la presente en el agua NSF (Anexo 1). Sustancias como el sílice y los fosfatos disminuyen la eficiencia del tratamiento (Lakshmanan, 2007; Laky & Licskó, 2011); en el análisis no se detectó presencia de fosfatos (Anexo 1), por lo que la principal interferencia corresponde al sílice. Finalmente, es importante señalar que varios estudios indican que la concentración inicial de arsénico no afecta la eficiencia del tratamiento (Cheng et al., 1994; Fernández, 2002; Hering et al., 1996, 1997).

Cuadro 4.10. Resultados de prueba con agua de la naciente de la zona del Pacífico norte del país en Bagaces con el prototipo de remoción de arsénico

Prueba	Arsénico ($\pm 1 \mu\text{g/L}$)	Turbiedad final ($\pm 0,1$ UNT)	Color ($\pm 0,1$ mg/L U- Pt- Co)	Hierro total ($\pm 0,01$ mg/L)	Remoción de arsénico (%)
Agua Naciente Bagaces	3	0,0	0,0	0,07	70

4.3.6. Residuos del tratamiento

En cuanto a los residuos del tratamiento, no se realizó una prueba TCLP debido a la falta de tiempo, ya que se necesitan 100 g de muestra para realizarla (EPA, 1992) y con un uso del prototipo solo se generan aproximadamente 138 mg de hidróxido de hierro (III), asumiendo que todo el hierro pase a formar este precipitado; el lodo contiene 2152 mg de As (remoción del 99%) (Cálculo en Apéndice 5). Sin embargo, es importante señalar que en varios estudios que han realizado dicha prueba, el residuo no representa un peligro para el medio ambiente, puesto que el arsénico presente en el lixiviado tiene una concentración menor a 5 mg/L (Bordoloi et al., 2013; Cheng et al., 1994; Lakshmanan et al., 2008; Meng et al., 2001). En casos como el del estudio realizado por Bordoloi et al. (2013), se presentaron concentraciones de arsénico de hasta 220 $\mu\text{g/L}$ con dosis de cloruro de hierro (III) de 25 mg/L y la concentración de arsénico en el lixiviado fue menor a 0,01 mg/L. Esto según Karcher et al. (1999), se debe a que el arsénico pentavalente se adsorbe de forma específica mediante fuerzas fuertes de valencia al hidróxido de hierro, por lo que la desorción del arsénico es difícil por el fuerte enlace coordinado que se forma. Además, durante la formación del hidróxido de hierro (III), el arseniato forma complejos en la superficie de los polímeros de cadena corta de los hidróxidos mientras se forman el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Lakshmanan et al., 2008).

5. CONCLUSIONES

A partir de la determinación de las condiciones óptimas para la remoción del arsénico por coagulación/floculación se concluye que:

El valor óptimo de pH fue el de 6, lo cual es congruente con lo expuesto en la literatura, que indica que a pH menor de 8 el porcentaje de remoción es mayor.

Las dosis de cloruro de hierro (III) de 12 y 14 mg/L de cloruro de hierro (III) para el polímero y el mozote; respectivamente, son bajas en comparación a otros sistemas de punto de uso que han empleado concentraciones de entre 20 y 25 mg/L. Estas bajas dosis de coagulante derivan en un tratamiento menos costoso.

Las concentraciones óptimas de los floculantes fueron de 1 mg/L de polímero y 250 mg/L de mozote. En el caso del polímero catiónico, es una dosis baja pues se han utilizado concentraciones de hasta 4 mg/L. Por otro lado, el mozote no se ha utilizado para la remoción de arsénico, sin embargo, el valor utilizado es bajo en comparación a las dosis empleadas para la eliminación de turbiedad (200-400 mg/L).

El tiempo de floculación óptimo fue de 1 min y el de sedimentación de 20 min, para ambos floculantes, los cuales son adecuados para un sistema de punto de uso debido a que facilitan la operación del sistema al usuario, ya que no tiene que invertir mucho tiempo para potabilizar el agua. Además, estudios indican que no es necesario un mayor tiempo de agitación para obtener una mejor remoción de arsénico. En cuanto a la sedimentación, el uso tanto del polímero como del mozote aumenta la velocidad de sedimentación.

Un tratamiento convencional y el uso de mozote como floculante son más convenientes para un sistema de remoción de arsénico de uso doméstico ya que garantizan una mayor certeza de remoción para alcanzar una concentración menor a 10 $\mu\text{g/L}$. El medio filtrante con arena de tamaño efectivo de 0,5 mm, ya sea para un tratamiento convencional como para una filtración directa, es más efectivo en la separación de los flóculos de hidróxido de hierro del agua que la arena de tamaño efectivo de 1 mm en una filtración directa.

El tamaño de los flóculos del mozote es mayor que aquellos formados con el polímero, puesto que los primeros se ubican entre 0,3 y 0,5 mm, mientras que los segundos entre 0,75 y 1 mm. Lo cual indica que los flóculos formados por el mozote sedimentan y son retenidos por el filtro más fácilmente.

El prototipo es desmontable, lo cual facilita su mantenimiento; además, su confección es muy sencilla. Otra ventaja que presenta es su bajo costo, no solo en los materiales necesarios sino también en los reactivos utilizados en el tratamiento como el cloruro de hierro (III) y el mozote.

El sistema es eficiente en la remoción de arsénico ya que la concentración de este al final del tratamiento es menor a 10 $\mu\text{g/L}$, esto aún con el agua NSF, la cual es formulada para la remoción en presencia de interferencias.

El prototipo presentó una menor eficiencia con el agua de Bagaces, probablemente porque puede existir arsénico trivalente o a la presencia de otras interferencias en el agua como el sílice. Sin embargo, con el tratamiento sí se obtuvo una concentración de arsénico menor a 10 $\mu\text{g/L}$, lo cual es de esperarse pues al emplear el agua NSF para probar el sistema se prevé que este sea eficaz en la remoción de arsénico.

El prototipo, además es efectivo en la remoción del hidróxido de hierro (III) del agua, esto se refleja en la calidad del agua en los valores de hierro total, turbiedad y color.

Posiblemente, el residuo del tratamiento no represente un peligro para el ambiente pues el enlace coordinado formado entre el arsénico y el hidróxido de hierro (III) es fuerte. Se produce un bajo volumen de residuo (138 mg), lo cual es un factor que facilita la disposición del mismo.

6. RECOMENDACIONES

Entre las recomendaciones de este proyecto destacan las que hacen referencia al filtro, ya que se requiere realizar más pruebas para determinar el punto de saturación del medio filtrante, lo cual es un aspecto muy importante para determinar la vida útil del mismo.

También, se deben señalar otros aspectos como el diseño del filtro, que se puede mejorar para prolongar su vida útil como por ejemplo, la colocación del un colector en el fondo del tanque de forma que se disminuyan las zonas muertas. Así como mejorar la distribución de agua en la entrada del filtro, de forma que sea más homogénea.

Por otro lado, el dispositivo se debe evaluar con otras muestras de agua proveniente de las zonas afectadas para asegurar su buen funcionamiento, así como adaptar las dosis de cloruro de hierro (III) y mozote. No obstante, para esto se necesita realizar análisis de especiación de arsénico del agua de la zona, de forma que se pueda determinar la cantidad de oxidante que se debe añadir al agua.

Entre los oxidantes que se podrían utilizar el de más fácil obtención y manipulación para aplicarlo sería el hipoclorito de sodio.

En el caso de la baja reproducibilidad con el polímero, se recomienda que se realicen más series para mejorar los resultados.

En cuanto al uso del mozote como floculante, se recomienda continuar realizando estudios sobre su desempeño en el tratamiento de aguas.

Además, se puede incentivar el cultivo del mozote en las comunidades, de forma que sea de más fácil obtención por las familias.

Finalmente, es importante llevar a cabo un estudio social sobre la aceptación social del prototipo en las comunidades; así como un programa de educación en la operación y mantenimiento del sistema de remoción.

7. REFERENCIAS

- Ahmed, M. F. (2001). An Overview of Arsenic Removal Technologies in Bangladesh and India. In Bangladesh University of Engineering & Technology & United Nations University (Eds.), *Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water* (pp. 251–269). Dhaka.
- Ali, M. A., Badruzzaman, A. B. M., Jalil, M. A., Hossain, M. D., Hussainuzzaman, M. M., Badruzzaman, M., ... Akter, N. (2001). Development of Low-cost Technologies for Removal of Arsenic from Groundwater. In Bangladesh University of Engineering & Technology & United Nations University (Eds.), *Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water* (pp. 99–120). Dhaka.
- Amy, G. L., Chen, H., Dinzo, A., Brandhuber, P., Hund, R., Chowdhury, Z., ... Banerjee, K. (2005). *Adsorbent Treatment Technologies for Arsenic Removal* (p. 137). AWWA Research Foundation American Waters Association.
- Arasmith Consulting Resources, & Alaska Department of Environmental Conservation. (2009). Introduction to Small Water Systems: A Course for Level I Operators. In T. Anderson, J. Carnegie, A. Holt, J. McCauley, A. Ronimus, K. Smith, & J. Warren (Eds.), *Introduction to Small Water Systems: A Course for Level I Operators* (Alaska Tra., pp. 95–144).
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. (R. Pertuz, Ed.) (3rd ed.). Bogotá, D.C, Colombia: McGraw Hill Interamericana, S.A.
- Armienta, M. A., Castro de Esparza, M. L., López, C. M., Piñeiro, A. E., & Sassone, A. H. (2009). Determinación de arsénico por el método: absorción atómica-generación de hidruros-FIAS. In M. I. Litter, M. A. Armienta, & S. Farías (Eds.), *Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelos* (CYTED., pp. 65–78). Argentina.
- Astorga, Y. (2013). *Decinoveneno Informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible: Gestión del recurso hídrico*. San José, Costa Rica.
- Áviles, M., Tirado, M., Bedolla, L., & Ramírez, A. (2003). *Remoción de arsénico a nivel domiciliar*. (C. Díaz, Ed.) *Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas* (pp. 1–14). Madrid: Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua.
- Bilici Başkan, M., Pala, A., & Türkman, A. (2010). Arsenate Removal by Coagulation Using Iron Salts and Organic Polymers. *Ekoloji*, 74(19), 69–76. doi:10.5053/ekoloji.2010.7410
- Bordoloi, S., Nath, S. K., Gogoi, S., & Dutta, R. K. (2013). Arsenic and iron removal from groundwater by oxidation-coagulation at optimized pH: laboratory and field studies. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 618–26. doi:10.1016/j.jhazmat.2013.06.017
- Castro de Esparza, M. L. (2005). *Remoción del arsénico en el agua de bebida y biorremediación de suelos* (No. 96). *Hojas de Divulgación Técnica* (Vol. 96, p. 12). Lima, Perú.

- Castro de Esparza, M. L. (2010). Remoción de arsénico del agua de pozos de zonas rurales de Puno, Perú empleando ALUFLOC. In M. I. Litter, A. M. Sancha, & A. M. Ingallinella (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (CYTED., pp. 243–255). Argentina.
- Cheng, C., Liang, S., Wang, H., & Beuhler, M. D. (1994). Enhanced coagulation for arsenic removal. *American Water Works Association*, (September), 79–90.
- Choong, T. S. Y., Chuah, T. G., Robiah, Y., Gregory Koay, F. L., & Azni, I. (2007). Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*, 217(1-3), 139–166. doi:10.1016/j.desal.2007.01.015
- Clesceri, L., Greenberg, A., & Eaton, A. (Eds.). (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Conrad, F. (2013). *Arsenical Removal from Drinking Water: Laboratory experimental studies of arsenic adsorption at the "Instituto Tecnológico de Costa Rica in Cartago, Costa Rica* (p. 49). Cartago, Costa Rica.
- Crittenden, J. C., Rhodes, R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglousm G. (2012). *MWH's Water Treatment Principles and Design* (3rd ed.). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Davis, M. L. (2010). *Water and Wastewater Engineering* (p. 1301). USA: McGraw Hill.
- Di Bernardo, L. (2003a). Rapid filtration. In *Small Community Water Supplies: Technology, people and partnership* (pp. 359–390). International Water and Sanitation Centre.
- Di Bernardo, L. (2003b). *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. (Projeto PROSAB, Ed.) (1st ed., p. 489). Rio de Janeiro: Rima.
- EPA. (1992). Method 1311. Toxicity Characteristic Leaching Procedure.
- EPA. (1999). *Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water* (p. 284). Washington, D.C. Retrieved from http://www.epa.gov/safewater/arsenic/pdfs/treatments_and_costs.pdf
- Fernández, R. (2002). *Arsenic Removal from Groundwater using Ferric Chloride* (pp. 1–58). Delft, The Netherlands.
- Guha Mazumder, D. N. (2008). Chronic arsenic toxicity & human health. *The Indian Journal of Medical Research*, 128(4), 436–47. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19106439>
- Hendricks, D. W. (2006). *Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical* (CRC Press ., p. 1266). USA.

- Hering, J. G., Chen, P., Wilkie, J. A., & Elimelech, M. (1996). Arsenic removal by ferric chloride. *American Water Works Association*, (April), 155–167.
- Hering, J. G., Chen, P., Wilkie, J. A., & Elimelech, M. (1997). Arsenic removal from drinking water during coagulation. *Journal of Environmental Engineering*, August, 800–807.
- Herrera, L. M. (2013, May 9). Contaminación con arsénico afecta agua de 24 pueblos. *La Nación*. Retrieved from <http://www.nacion.com/2013-05-09/ElPais/Contaminacion-con-arsenico-afecta-agua-de-24-pueblos.aspx>
- Höll, W., & Litter, M. (2010). Ocurrencia y química del arsénico en aguas. Sumario de tecnologías de remoción de arsénico en aguas. In M. I. Litter, A. M. Sancha, & A. M. Ingallinella (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (pp. 17–31). Argentina: CYTED.
- Jain, C. K., & Singh, R. D. (2012). Technological options for the removal of arsenic with special reference to South East Asia. *Journal of Environmental Management*, 107, 1–18. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.016
- Karcher, S., Cdcres, L., Jekel, M., Or-Ing, P., & Contreras, R. (1999). Arsenic Removal from Water Supplies in Northern Chile Using Ferric Chloride Coagulation. *CIWEM's Water and Environment Journal*, 13(June), 164–169.
- Lakshmanan, D. (2007). *A systematic study of arsenic removal from drinking water using coagulation-filtration and electrocoagulation-filtration*. University of Houston.
- Lakshmanan, D., Clifford, D., & Samanta, G. (2008). Arsenic Removal by Coagulation with Aluminium, Iron, Titanium, and Zirconium. *American Water Works Association*, 100(2), 76–88.
- Laky, D., & Licskó, I. (2011). Arsenic removal by ferric-chloride coagulation – effect of phosphate, bicarbonate and silicate. *Water Science & Technology*, 64(5), 1046. doi:10.2166/wst.2011.419
- Letterman, R., & Yiacoumi, S. (2011). Coagulation and Flocculation. In J. . Edzwald (Ed.), *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (6th ed., pp. 443–523). Colorado, USA: McGraw Hill.
- Litter, M. I., Alarcón-Herrera, M. T., Arenas, M. J., Armienta, M. A., Avilés, M., Cáceres, R. E., ... Pérez-Carrera, A. (2012). Small-scale and household methods to remove arsenic from water for drinking purposes in Latin America. *The Science of the Total Environment*, 429, 107–22. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.05.004
- Meng, X., Bang, S., & Korfiatis, G. P. (2000). Effects of Silicate, Sulfate, and Carbonate on Arsenic Removal by Ferric Chloride. *Pergamon*, 34(4), 1255–1261.
- Meng, X., Korfiatis, G. P., Christodoulatos, C., & Bang, S. (2001). Treatment of arsenic in Bangladesh well water using a household co-precipitation and filtration system. *Water Research*, 35(12), 2805–2810. doi:10.1016/S0043-1354(01)00007-0

- Miller, J. N., & Miller, J. . (2002). Métodos de calibración en análisis instrumental: regresión y correlación. In *Estadística y Quimiometría para Química Analítica* (4th ed., pp. 111–155). Madrid: Pearson Educación, S.A.
- MINAE. Reglamento sobre el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar constituyentes que hacen un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. , Pub. L. No. 27002-MINAE (1995). Costa Rica: Diario La Gaceta No. 191.
- MINAE. Reglamento sobre las características y el listado de los desechos peligrosos industriales. , Pub. L. No. 27000-MINAE (1998). Costa Rica: Diario La Gaceta No. 124.
- Ministerio de Salud. Reglamento para la Calidad del Agua Potable. , Pub. L. No. 32327-S (2005). Costa Rica: Diario La Gaceta No. 84.
- Mondal, P., Bhowmick, S., Chatterjee, D., Figoli, A., & Van der Bruggen, B. (2013). Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: a critical assessment of technological solutions. *Chemosphere*, 92(2), 157–70. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.097
- Mondardo, R. I. (2009). *AValiação DA FILTRAÇÃO EM MARGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO À FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NA REMOÇÃO DE CÉLULAS DE CIANO BACTÉRIAS E SAXITOXINAS*. UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA.
- Ndelwa, M. . (2010). *Production, Characterization and Testing of a New Arsenic Adsorbent*. UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- OPS. (2005). *Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero*. Lima: OPS.
- Pallier, V., Feuillade-Cathalifaud, G., Serpaud, B., & Bollinger, J.-C. (2010). Effect of organic matter on arsenic removal during coagulation/flocculation treatment. *Journal of Colloid and Interface Science*, 342(1), 26–32. doi:10.1016/j.jcis.2009.09.068
- Programa Estado de la Nación. (2013). *Decimonoveno Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. San José, Costa Rica.
- Qiao, J., Jiang, Z., Sun, B., Sun, Y., Wang, Q., & Guan, X. (2012). Arsenate and arsenite removal by FeCl₃: Effects of pH, As/Fe ratio, initial As concentration and co-existing solutes. *Separation and Purification Technology*, 92, 106–114. doi:10.1016/j.seppur.2012.03.023
- Quirós, N., Vargas, M., & Jiménez, J. (2010a). *Desarrollo de coagulantes y floculantes para la remoción del color en aguas de consumo humano; el río Humo, Reserva Forestal río Macho* (p. 75). Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Quirós, N., Vargas, M., & Jiménez, J. (2010b). *Extracción y análisis de polímeros obtenidos a partir de varios productos naturales, para ser usados como potenciales floculantes en el tratamiento de agua para consumo humano* (pp. 1–30). Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Rivas, H., & Fernández, P. (2006). Estimación de incertidumbre para medición de Zn por espectrofotometría de absorción atómica-flama. In *Simposio de Metrología* (p. 6).

- Romero, L. G., & Vargas, M. (2008). *Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica* (p. 12). Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Ruíz, G., Pérez, & Sancha, A. M. (1992). Filtración directa para el tratamiento de aguas subterráneas con arsénico. In *XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* (pp. 729–739). La Habana, Cuba.
- Sancha, A. M. (2006). Review of coagulation technology for removal of arsenic: case of Chile. *Journal of Health, Population, and Nutrition*, 24(3), 267–72. Retrieved from http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3013246&tool=pmcentrez&render_type=abstract
- Sancha, A. M. (2010). Remoción de arsénico por coagulación y precipitación. In M. I. Litter, A. M. Sancha, & A. M. Ingallinella (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (pp. 33–41). Argentina: CYTED.
- Smedley, P. ., & Kinniburgh, D. . (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517–568. doi:10.1016/S0883-2927(02)00018-5
- Tahura, S., Shahidullah, S. M., Rahman, T., & Milton, A. H. (1998). Evaluation of An Arsenic Removal Household Device : Bucket Treatment Unit (BTU), 158–170.
- Tarquini, G. (2010). Tecnologías de membranas aplicadas al tratamiento de aguas con elevado contenido de arsénico. In M. I. Litter, A. M. Sancha, & A. M. Ingallinella (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas* (pp. 59–71). Argentina: CYTED.
- Tobiason, J. E., Cleasby, J. L., Logsdon, G. S., & O'Melia, C. R. (2011). Granular Media Filtration. In J. . Edzwald (Ed.), *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (6th ed., pp. 623–729). Colorado, USA: McGraw Hill.
- World Health Organization. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4th ed., p. 541). Malta: Gutenberg.
- Zouboulis, A., & Katsoyiannis, I. (2002). REMOVAL OF ARSENATES FROM CONTAMINATED WATER BY COAGULATION–DIRECT FILTRATION. *Separation Science and Technology*, 37(12), 2859–2873. doi:10.1081/SS-120005470

APÉNDICES

APÉNDICE 1. RESULTADOS DE ANÁLISIS PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS CONDICIONES ÓPTIMAS DE COAGULACIÓN/FLOCULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Cuadro A1. Resultados de análisis de arsénico para determinar pH óptimo con polímero

Muestra	pH	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	6,00	5	0,11	2,23	96,93
2	6,25	25	0,54	2,16	84,13
3	6,50	23	0,44	1,92	85,73
4	6,75	49	0,76	1,54	68,82
5	7,00	52	1,31	2,53	67,51
6	7,25	50	0,87	1,73	68,38

Cuadro A2. Resultados de análisis de arsénico para determinar pH óptimo con mozote

Muestra	pH	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	6,00	16	0,22	1,37	90,67
2	6,25	18	0,11	0,59	89,17
3	6,50	26	0,54	2,06	84,47
4	6,75	24	0,33	1,34	85,65
5	7,00	42	0,22	0,52	75,56
6	7,25	54	0,22	0,41	68,51

Cuadro A3. Resultados de análisis de arsénico para determinar dosis óptima de cloruro de hierro (III) con polímero

Muestra	FeCl₃ mg/L	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	8	19	0,00	0,00	89,34
2	10	9	0,33	3,68	94,92
3	12	6	0,11	1,70	96,33
4	14	5	0,00	0,00	97,17
5	16	4	0,11	2,75	97,74
6	18	0	0,00	0,00	99,81

Cuadro A4. Resultados de análisis de arsénico para determinar dosis óptima de cloruro de hierro (III) con mozote

Muestra	FeCl₃ mg/L	Arsénico (±1 µg/L)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	8	27	0,33	1,21	87,20
2	10	14	0,22	1,55	93,35
3	12	11	0,11	0,95	94,56
4	14	9	0,11	1,25	95,87
5	16	9	0,00	0,00	95,61
6	18	8	0,11	1,29	96,01

Cuadro A5. Resultados de análisis de arsénico para determinar dosis óptima de polímero

Muestra	Polímero mg/L	Arsénico (±1 µg/L)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	0,75	10	0,22	2,07	94,07
2	1,00	6	0,11	1,74	96,46
3	1,25	6	0,22	3,35	96,33
4	1,50	7	0,11	1,48	95,85
5	1,75	8	0,11	1,42	95,68
6	2,00	27	0,11	0,40	84,46

Cuadro A6. Resultados de análisis de arsénico para determinar dosis óptima de mozote

Muestra	Mozote mg/L	Arsénico (±1 µg/L)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	250	4	0,17	3,69	97,65
2	300	5	0,00	0,00	97,35
3	350	6	0,17	2,93	97,04
4	400	12	0,17	1,33	93,49
5	450	8	0,00	0,00	95,76

Cuadro A7. Resultados de análisis de arsénico para determinar el tiempo óptimo de floculación con polímero

Muestra	Tiempo min	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	1	9	0,00	0,00	95,05
2	2	18	0,07	0,40	90,11
3	4	4	0,00	0,00	97,80
4	6	6	0,64	10,52	96,70
5	8	9	0,00	0,00	95,05
6	10	16	0,00	0,00	91,21

Cuadro A8. Resultados de análisis de arsénico para determinar el tiempo óptimo de floculación con mozote

Muestra	Tiempo min	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	1	4	0,42	9,64	96,97
2	2	10	0,50	5,03	92,42
3	4	4	0,35	8,95	96,97
4	6	6	0,70	11,79	95,45
5	8	9	1,34	14,22	93,18
6	10	9	0,57	6,08	93,18

APÉNDICE 2. RESULTADOS DE ANÁLISIS PARA DETERMINAR EL TIPO DE TRATAMIENTO MÁS CONVENIENTE PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Cuadro A9. Resultados de análisis de arsénico para determinar el tipo de tratamiento óptimo con el polímero

Muestra	Tipo de tratamiento	Arena mm	Arsénico ($\pm 1 \mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	Convencional	0,5	6	0,00	0,00	95,61
2	Filtración directa	0,5	4	0,22	5,84	97,22
3	Filtración directa	1	16	0,11	0,67	87,84
4	Convencional	0,5	6	0,00	0,00	95,49
5	Filtración directa	0,5	10	0,22	2,24	92,73
6	Filtración directa	1	26	0,44	1,66	80,42

Cuadro A10. Resultados de análisis de arsénico para determinar el tipo de tratamiento óptimo con el mozote

Muestra	Tipo de tratamiento	Arena mm	Arsénico ($\pm 1 \mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	Convencional	0,5	5	0,00	0,00	95,50
2	Filtración directa	0,5	4	0,00	0,00	96,40
3	Filtración directa	1	6	0,00	0,00	94,59
4	Convencional	0,5	4	0,00	0,00	96,40
5	Filtración directa	0,5	6	0,00	0,00	94,59
6	Filtración directa	1	13	0,70	5,70	88,29

APÉNDICE 3. ANÁLISIS DE ARSÉNICO PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DEL PROTOTIPO

Cuadro A11. Resultados de análisis de arsénico para determinar la eficiencia del prototipo con agua NSF y de la zona del Pacífico Norte de la Naciente de Bagaces

Prueba	Arsénico (± 1 $\mu\text{g/L}$)	Desviación	Porcentaje de desvío	Porcentaje de remoción
1	10	0,00	0,00	96,64
2	4	0,00	0,00	98,16
3	2	0,00	0,00	99,14
4	2	0,00	0,00	99,13
Agua Naciente Bagaces	3	0,00	0,00	85,00

APÉNDICE 4. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO DE LA ARENA UTILIZADA EN EL FILTRO

No. de tamiz	Diámetro de tamiz mm	Masa de suelo retenida \pm 0,1 g	Porcentaje retenido %	Porcentaje que pasa %
10	2	0,0	0,0	100,0
12	1,7	13,3	2,9	97,1
16	1,18	106,8	23,2	73,9
20	0,85	138,1	30,0	43,9
30	0,6	102,3	22,2	21,7
40	0,425	77,2	16,8	5,0
50	0,3	22,8	5,0	0,0
Total		460,5	100,0	

APÉNDICE 5. CÁLCULO DE LA CANTIDAD DE RESIDUO PRODUCIDO POR EL TRATAMIENTO CON EL PROTOTIPO Y SU CONTENIDO DE ARSÉNICO

La cantidad de lodo se calcula a partir de la cantidad de hierro que se introduce en los 15 L de agua, ya que un mol de hierro produce un mol de hidróxido de hierro (III), asumiendo que todo el hierro pasa a formar hidróxido de hierro (III).

$$14 \frac{mg}{L} de FeCl_3 \times \frac{55,85 \frac{g}{mol} Fe}{162,2 \frac{g}{mol} de FeCl_3} = 4,82 \frac{mg}{L} de Fe$$

$$15 L \times 4,82 \frac{mg}{L} Fe \times \frac{106,85 \frac{g}{mol} Fe(OH)_3}{55,85 \frac{g}{mol} Fe} = \mathbf{138 mg de Fe(OH)_3}$$

El contenido de arsénico se calcula asumiendo una remoción del 99%, el cual fue el más alto empleando el prototipo durante las pruebas, lo cual deja en el lodo unos 198 µg/L de arsénico. Se utiliza como base en el cálculo 100 g, puesto que esta es la cantidad que se requiere para realizar la prueba.

$$15 L \times 0,198 \frac{mg}{L} de As = 2,97 mg de As$$

$$\frac{100 g de residuo \times 2,97 mg de As}{0,138 g de residuo} = \mathbf{215 2mg de As}$$

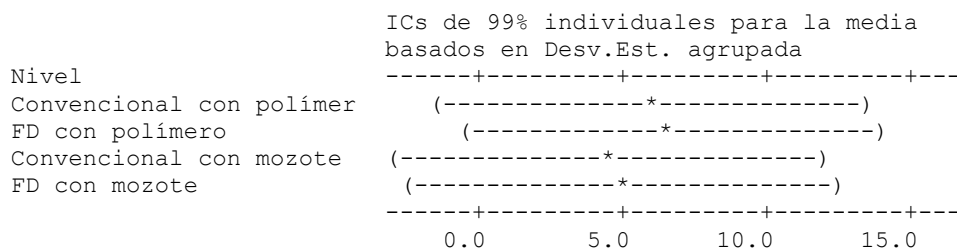
APÉNDICE 6. ANÁLISIS DE VARIANZA DE LOS RESULTADOS DE LA COMPARACIÓN ENTRE UN TRATAMIENTO CONVENCIONAL Y UNA FILTRACIÓN DIRECTA CON ARENA DE 0,5 MM APLICANDO POLÍMERO Y MOZOTE

ANOVA unidireccional: Convencional con polímero; FD con polímero; Convencional con mozote; FD con mozote

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Factor	3	5.89	1.96	0.38	0.772
Error	4	20.51	5.13		
Total	7	26.40			

S = 2.264 R-cuad. = 22.30% R-cuad.(ajustado) = 0.00%

Nivel	N	Media	Desv.Est.
Convencional con polímer	2	5.954	0.109
FD con polímero	2	6.723	4.243
Convencional con mozote	2	4.500	0.707
FD con mozote	2	5.000	1.414



Desv.Est. agrupada = 2.264

Agrupar información utilizando el método de Tukey

	N	Media	Agrupación
FD con polímero	2	6.723	A
Convencional con polímero	2	5.954	A
FD con mozote	2	5.000	A
Convencional con mozote	2	4.500	A

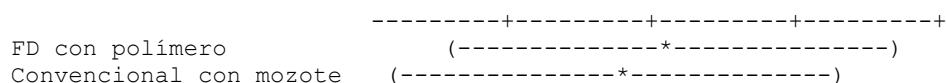
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

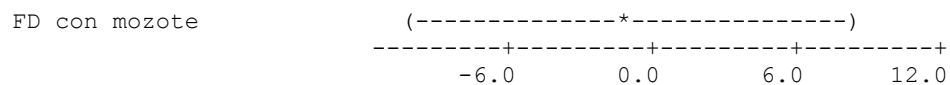
Intervalos de confianza simultáneos de Tukey del 95%
Todas las comparaciones en parejas

Nivel de confianza individual = 98.48%

Se restó Convencional con polímero a:

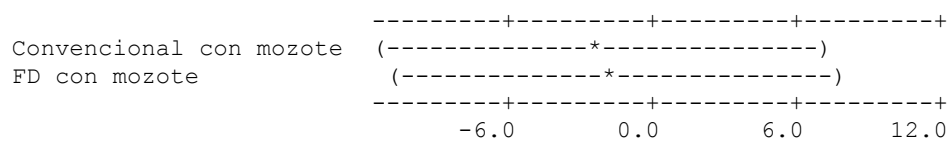
	Inferior	Centro	Superior
FD con polímero	-8.454	0.769	9.992
Convencional con mozote	-10.677	-1.454	7.769
FD con mozote	-10.177	-0.954	8.269





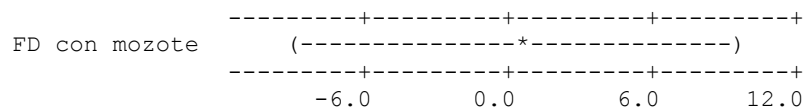
Se restó FD con polímero a:

	Inferior	Centro	Superior
Convencional con mozote	-11.446	-2.223	7.000
FD con mozote	-10.946	-1.723	7.500



Se restó Convencional con mozote a:

	Inferior	Centro	Superior
FD con mozote	-8.723	0.500	9.723



APÉNDICE 7. CÁLCULO DE LA INCERTIDUMBRE, EL LÍMITE DE DETECCIÓN Y DE CUANTIFICACIÓN DE LOS ANÁLISIS DE ARSÉNICO CON ESPECTOFOTOMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA

Para este cálculo se utilizó la siguiente curva que se muestra en la Figura A1 y los resultados de los cálculos de la incertidumbre y el límite de detección y cuantificación en el Cuadro A12.

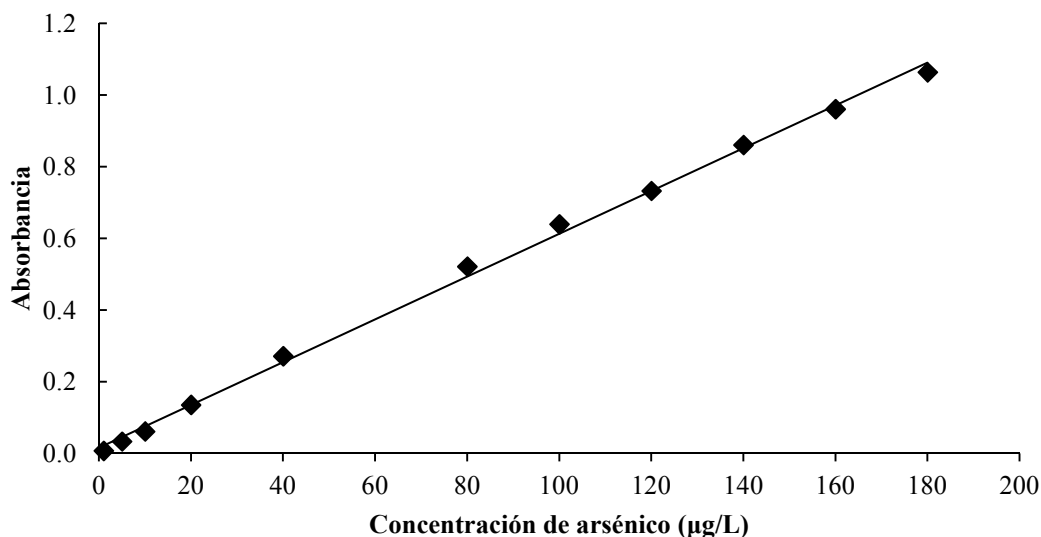


Figura A1. Curva utilizada para cálculo de la incertidumbre y límite de detección de los análisis de arsénico

A continuación se muestran las fórmulas utilizadas para determinar el límite de detección y cuantificación:

- Los errores aleatorios en dirección el eje y

$$s_{y/x} = \frac{\sum_i (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - 2}$$

- Desviación estándar de la pendiente

$$s_b = \frac{s_{y/x}}{\sqrt{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}}$$

- Desviación de la ordenada en el origen

$$s_a = s_{y/x} \times \sqrt{\frac{\sum_i x_i^2}{n \sum_i (x_i - \bar{x})^2}}$$

- Límite de detección

$$\text{Límite de detección} = y_B + 3s_B$$

- Límite de cuantificación

$$\text{Límite de detección} = y_B + 10s_B$$

Por último, la incertidumbre se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Incertidumbre} = \frac{s_{y/x}}{b} \times \sqrt{\frac{1}{p} + \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x})^2}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}}$$

Cuadro A12. Resultados de los cálculos de incertidumbre, límite de detección y límite de cuantificación de la medición de arsénico

Intercepto (a)	0,019
Pendiente (b)	0,006
Número de lecturas (n)	12
Número de réplicas (p)	2
Errores aleatorios en dirección del eje y ($s_{y/x}$)	0,021
Desviación estándar de la pendiente (s_B)	0,00009
Desviación estándar de la ordenada en el origen (s_A)	0,00983
Límite de detección	0,03 µg/L
Límite de cuantificación	0,1 µg/L
Incertidumbre de la concentración de arsénico	0,9 ≈ 1 µg/L

ANEXOS

ANEXO 1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA DE LA NACIENTE DE BAGACES
MUESTREADA EL 23 DE JUNIO DEL 2014

Parámetro	Concentración
Alcalinidad (± 1 mg/L)	52
Arsénico (± 1 μ g/L)	10
Calcio ($\pm 1,0$ mg/L)	7,8
Cloruros ($\pm 0,15$ mg/L)	4,12
Color aparente (± 1 mg/L U-Pt-Co)	N.D
Fluoruro ($\pm 0,01$ mg/L)	0,13
Fosfatos ($\pm 0,32$ μ g/L)	N.D.
Magnesio ($\pm 0,1$ mg/L)	1,0
Nitratos ($\pm 0,53$ mg/L)	N.D
Sodio ($\pm 2,1$ mg/L)	11,5
Sulfatos ($\pm 0,53$ mg/L)	5,40
Sílice (mg/L)	30,00
Turbiedad ($\pm 0,10$ UNT)	0,35